

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

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

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Lucie Konrádová

Obor: Zájmové chovy zvířat

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

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Obojživelníci – 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

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé diplomové práce, doc. Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za čas, jenž věnoval vedení mé závěrečné práce. Velké díky náleží i mému manželovi a dceři, kteří mě podpořili v době mého dalšího studia.

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

Souhrn

Biologické invaze se v současnosti stávají jednou z hlavních příčin ohrožení biologické rozmanitosti na planetě. Zejména obchod s exotickými druhy živočichů je hlavním vektorem, který se podílí na přemísťování jednotlivých druhů mimo jejich přirozené areály výskytu. Organismy se dostávají do nepůvodních lokalit snadno a velmi rychle. Nárůst počtu obchodovaných druhů exponenciálně stoupá, stejně tak poptávka po nových druzích živočichů, obojživelníky nevyjímaje. Aktuální legislativa Evropské unie zastřešuje pouze zlomek z nabízených druhů živočichů a vzhledem k rychlosti nárůstu obchodu zájmově chovaných organismů, je v současné době již pravděpodobně nedostačující. Přitom rizika, která plynou z introdukcí nepůvodních druhů obojživelníků, mohou mít rozsáhlé dopady. Predace, konkurence ale zejména šíření infekčních patogenů, jako je *Batrachochytrium dendrobatidis* způsobující chytridiomykózu, představují hlavní problém pro původní druhy.

V této práci bylo hodnoceno invazní riziko pro 53 zájmově chovaných druhů obojživelníků na území Evropské unie, celkem 44 druhů z řádu Anura a devět druhů z řádu Caudata. K vyhodnocení rizika usazení byla použita kvantitativní metoda hodnocení navržená Van Wilgen & Richardson (2012).

Celkem osm zástupců z řádu Anura získalo extrémní riziko možnosti usazení v oblasti Evropské unie, celkem 22 zástupců z tohoto řádu bylo hodnoceno vysokým rizikem usazení, 13 hodnocených zástupců získalo střední riziko možnosti usazení a pouze jeden zástupce byl hodnocen extrémně nízkou možností usazení v EU. Celkem sedm zástupců z řádu Caudata bylo hodnoceno extrémně nízkou možností usazení, jeden zástupce tohoto řádu středním rizikem a jeden zástupce vysokým rizikem možného usazení v regionu EU.

Dva druhy vyhodnocené s extrémně vysokým stupněm rizika, jsou již vedeni na seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, konkrétně skokan volský (*Lithobates catesbeianus*) a drápatka vodní (*Xenopus laevis*). Mezi dalších šest druhů s extrémně vysokým rizikem možnosti usazení v EU se zařadili parosníčka nádherná (*Kaloula pulchra*), skokan levhartí (*Lithobates pipiens*), skokan křiklavý (*Lithobates clamitans*), rosnička bělopruhá (*Dryophytes cinereus*), rosnička západoamerická (*Pseudacris regilla*) a drápatečka krátkonohá (*Hymenochirus curtipes*).

Výsledky této práce by mohly napomoci k regulaci obchodu s exotickými druhy obojživelníků a snížení potenciálního rizika usazení nepůvodních druhů na území Evropské unie.

Klíčová slova: obojživelníci, obchod se zvířaty, nepůvodní druhy, invaze, metoda Van Wilgen & Richardson

Amphibians – the evaluation of invasion risk of pet species in the European Union

Summary

Biological invasions are currently becoming one of the main causes of threats to biological diversity on the planet. In particular, the pet trade in exotic species is the main vector involved in the relocation of individual species outside their natural habitats. Organisms get to non-native locations easily and very quickly. The increase in the number of traded species is increasing exponentially, as is the demand for new species of animals, including amphibians. The current legislation of the European Union covers only a fraction of the animal species on offer, and due to the rapid growth of the trade in pet species, it is currently insufficient. At the same time, the risks arising from the introduction of non-native amphibian species can have wide-ranging impacts. Predation, competition, but especially the spread of infectious pathogens, such as *Batrachochytrium dendrobatidis* causing chytridiomycosis, represent a major problem for resident species.

In this work, the invasion risk was assessed for 53 pet amphibian species in the area of the European Union, a total of 44 species from the order Anura and nine species from the order Caudata. The quantitative assessment method proposed by Van Wilgen & Richardson (2012) was used to evaluate the risk of establishment.

A total of eight representatives of the order Anura received an extreme risk of establishment in the area of the European Union, a total of 22 representatives of this order were assessed with a high risk of establishment, 13 representatives were assessed with a medium risk of establishment and only one representative was assessed with an extremely low possibility of establishment in the EU. A total of seven representatives from Caudata were assessed as having a low level of establishment possibilities, one representative of this order as a medium risk and one representative as a high risk of possible establishment in the EU region.

Two species evaluated with an extremely high degree of risk are already on the EU list of species with a significant impact on the Union, specifically American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) and African clawed frog (*Xenopus laevis*). Among the other six species with an extremely high risk of establishment in the EU are Asian Painted Frog (*Kaloula pulchra*), Northern Leopard Frog (*Lithobates pipiens*), Bronze Frog, (*Lithobates clamitans*), North American Green Treefrog (*Dryophytes cinereus*), Pacific Treefrog (*Pseudacris regilla*) and Western Dwarf Clawed Frog (*Hymenochirus curtipes*).

The results of this work could help regulate the trade in exotic amphibian species and reduce the potential risk of establishment of non-aquatic species in the territory of the European Union.

Keywords: amphibians, pet trade, non-native species, invasion, Van Wilgen & Richardson method

Obsah

1 Úvod.....	2
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	4
3 Literární rešerše	5
3.1 Biologické invaze.....	5
3.1.1 Managementová opatření biologických invazí.....	8
3.2 Příčiny současného ohrožení obojživelníků.....	11
3.3 Invazní a nepůvodní druhy obojživelníků v Evropě.....	13
3.4 Negativní dopady invazních a nepůvodních druhů	14
3.5 Mezinárodní obchod a invazní druhy obojživelníků	16
3.6 Legislativa vztahující se k invazivním obojživelníkům	19
4 Metodika	22
4.1 Výběr hodnocených druhů.....	22
4.2 Metody použité k posouzení rizika	22
4.2.1 Program Climatch v1.0.....	22
4.2.2 Model Van Wilgen & Richardson	23
5 Výsledky	28
6 Diskuze	31
6.1 Vybraní rizikový zástupci	34
6.1.1 Parosnička nádherná (<i>Kaloula pulchra</i>).....	34
6.1.2 Skokan levhartí (<i>Lithobates pipiens</i>).....	35
6.1.3 Skokan křiklavý (<i>Lithobates clamitans</i>).....	37
6.1.4 Rosnička bělopruhá (<i>Dryophytes cinereus</i>).....	38
6.1.5 Rosnička západoamerická (<i>Pseudacris regilla</i>)	39
6.1.6 Drápatečka krátkonohá (<i>Hymenochirus curtipes</i>)	41
6.2 Koncepty dalších studií invazních druhů	42
7 Závěr.....	43
8 Literatura.....	44
9 Přílohy	I

1 Úvod

Biologické invaze, jsou po destrukci přirozeného prostředí, druhou nejčastější příčinou ohrožení biodiverzity (Mungi & Qureshi 2018). Invazní druhy mají masivní dopady na své prostředí (Andersen et al. 2021). Invaze společně s destrukcí přirozených stanovišť jsou vnímány jako hrozba pro globální biodiverzitu, zemědělství i lidské zdraví, a proto přitahují pozornost řady odvětví (Mungi & Qureshi 2018).

Samotný proces rozšiřování druhů s pomocí člověka započal již před několika tisíci lety (Davis 2009), přičemž hybné síly samotného šíření druhů byly v různých historických dobách odlišné. Di Castri et al. (1990) uvádějí, že mezi lety 10 000 – 1000 př. n. l. za šířením druhů stály aktivity člověka v podobě zemědělství. Vznikl nejstarší koncept invazní druhů v podobě plevelných rostlin, jež ovlivňovaly potravinové zdroje primitivních lidských společností (Mungi & Qureshi 2018). Po našem letopočtu započalo zásadní období kolonizace a imigrace člověka na nová území a tím i introdukce organismů, ať okrasných či určených pro lidskou výživu (Di Castri et al. 1990). První písemné zmínky o zavlečení nových druhů pochází pak z 19. století, kdy Charles Darwin definoval pojem naturalizovaný druh (Pyšek 2018). Právě také v 19. století započíná snaha nepůvodní druhy z krajiny odstraňovat, jako reakce na jimi způsobené škody (Mungi & Qureshi 2018). Příčiny biologických invazí se pak zásadně mění ve 20. století, kdy v 50 letech roste urbanizace a zrychluje se doprava, v 70 letech dochází ke globalizaci obchodu a v 90 letech začíná člověk využívat geneticky modifikované organismy (Di Castri et al. 1990). Jak uvádí Kraus (2009) první zásadní průlom v povědomí veřejnosti o fenoménu invazní biologie nastal v roce 1958, kdy Charlese Elton publikoval svou práci „The ecology of invasions by animals and plants“. Dle Mungi & Qureshi (2018) právě v tomto díle Elton vyjádřil obavy z biologických invazí, přičemž vycházel ze svých několikaletých pozorování a varoval před ztrátou biodiverzity jako následku právě biologických invazí. Také sám zpopularizoval téma invazí pomocí série rozhlasových pořadů o invazních druzích pro britskou BBC (Pyšek 2018). V 80 letech 20 století také vznikají základní kameny invazní ekologie jako vědy, díky vzniku programu Scientific Committee on the Problems of the Environment – SCOPE (Mungi & Qureshi (2018), který inicioval širokou mezinárodní spolupráci právě v oblasti invazní biologie a na dlouhou dobu nastavil oborové standardy (Pyšek 2018).

Pomyslným vrcholem introdukcí řady taxonomických skupin se stává právě 20. a 21. století. Například pro ryby, ptáky a savce byl pomyslný vrchol introdukcí či zavlečení na nová území hlavně v 19. a 20. století, pro plazy tento vrchol nastává na přelomu 20. a 21. století (Kopecký et al. 2019) a obdobně jako u plazů, je tomu i u obojživelníků (Kopecký et al. 2016). Předpokládá se však, že počet usazení invazních druhů se mezi lety 2005 až 2050 ještě zvýší, a to až o 36 % (IUCN 2022a).

V 21. století budou biologické invaze ovlivňovat i změny klimatu (Hulme 2017). Tak, jak se mění klima, i druhy mění své rozšíření, aby přežily (Mungi & Qureshi 2018). Například organismy, jež nebyly dříve úspěšné v usazení na nových lokalitách v důsledku klimatických omezení, se mohou usazovat snáze, stejně tak i dopady již introdukovaných či invazních druhů mohou narůst díky klimatické změně (Hulme 2017). Extrémní klimatické události vyplývající

z klimatické změny, jako hurikány či povodně mohou napomáhat šíření invazních druhů do nových oblastí a snižovat odolnost ekosystémů vůči invazním druhům (IUCN 2022a).

A jak to vypadá v současné Evropě 21. století po stránce biologických invazí? Jak citují Brunel et al. (2013), je v současné době počet zavlečených druhů jen v rámci Evropské unie, něco přes 11 000 druhů flóry i fauny, jak ukázal projekt Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe – DAISIE, který za podpory EU zmapoval současné stavy invazní druhů v Evropě. Právě tento projekt zaznamenal celkem 36 nepůvodní druhů obojživelníků. V rámci evropského kontinentu pak bylo zaznamenáno celkem 172 introdukčních událostí obojživelníků, přičemž 46 % naturalizovaných druhů má alespoň část areálu v Evropě, jednu čtvrtinu všech druhů představují asijské a africké druhy a pouze 4 % představují druhy americké (Kark et al. 2009). Navzdory vysokým číslům, jež se vztahují ke všem nepůvodním druhům v současné Evropě, pouze minimum z těchto druhů, má regulaci zakotvenou v evropské legislativě.

Regulaci Evropské unie podléhá pouhých 47 druhů živočichů a 41 druhů rostlin (European Commission 2022). Samotná legislativní regulace invazních druhů v Evropě poukazuje na to, že se dostává většího vědeckého zájmu v invazní biologii některým skupinám, jak uvádějí Reed & Kraus (2010) zejména savcům, rostlinám či hmyzu, právě proto, že řada z nich prokázala schopnost značně poškozovat ekosystémy a způsobovat velké ekonomické ztráty. Avšak rychlost invazí roste i plazů a obojživelníků (Reed & Kraus 2010). I když byla tato skupina živočichů v minulosti přehlížena (Kopecký et al. 2019), tak se nyní i ona dostává do popředí zájmu veřejnosti (Reed & Kraus 2010). Soto et al. (2022) provedli analýzu nejkompexnější databáze InvaCost, jež se zabývá ekonomickými náklady souvisejícími s biologickými invazemi. Uvedli, že náklady na invazní druhy plazů a obojživelníků mezi lety 1986 až 2020 činily \$17 miliard a tyto ekonomické škody se pak rozdělily zejména mezi dva druhy, a to invazní druh *Lithobates catesbeianus* v celkové hodnotě \$6,04 miliard a invazní druh *Boiga irregularis* v celkové hodnotě \$10,43 miliard. Rostoucí počet případů rozšiřování nepůvodních druhů je zřejmě silně spjat s podstatným nárůstem rozsahu a objemu obchodu a dopravy, zejména za posledních 25 let (Levine & D'Antonio 2003; Ruiz & Carlton 2003; Hulme et al. 2009; McGeoch et al. 2010). Celkem 57 % všech invazních druhů obratlovců bylo zavlečeno v důsledku obchodu se zvířaty (Gippet & Bertelsmeier 2021). A stejně tak i pro obojživelníky a plazy je hlavní hybnou silou současných biologických invazí obchod se zvířaty (Der Meijden & Herrel 2014; Kopecký et al. 2019). Obchod se zvířaty vytváří nejenom příležitosti pro invaze, ale také specificky upřednostňuje právě invazní druhy, jež jsou přednostně obchodovány, protože komerční úspěch je spjat s druhy, jež mají přirozeně rozsáhlý areál výskytu a jsou generalisté ve výběru prostředí (Gippet & Bertelsmeier 2021). Snížení negativních dopadů neregulovaného obchodu se zvířaty, by mělo být jednou z priorit globální ochrany obojživelníků (Kitade & Wakao 2022).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Protože právě obchod se zvířaty, jehož významnou součástí jsou i obojživelníci, je hlavní hybnou silou biologických invazí současné doby a u řady druhů jsou známy negativní důsledky jejich přítomnosti na nových lokalitách, je cílem této práce posouzení možného invazního rizika vybraných obchodovaných druhů z třídy Amphibia na území Evropské unie. Zhodnocení rizika pro vybrané zástupce bylo provedeno prostřednictvím modelového programu Van Wilgen & Richardson (2012). V této práci byli vyhodnoceni vybraní obchodovaní zástupci řádu Anura, konkrétně z čeledí *Aromobatidae*, *Arthroleptidae*, *Bufo**nidae*, *Bombinatoridae*, *Ceratophryidae*, *Dendrobatidae*, *Eleuterodactylidae*, *Hylidae*, *Hyperolidae*, *Megophryidae*, *Microhylidae*, *Pipidae*, *Ptychadenidae*, *Pyxicephalidae*, *Ranidae*, *Rhacophoridae*. Dále pak byli hodnoceni vybraní zástupci řádu Ambystomatoidea, z čeledi *Ambystomatidae* a řádu Salamandroidea, z čeledi *Salamandridae*.

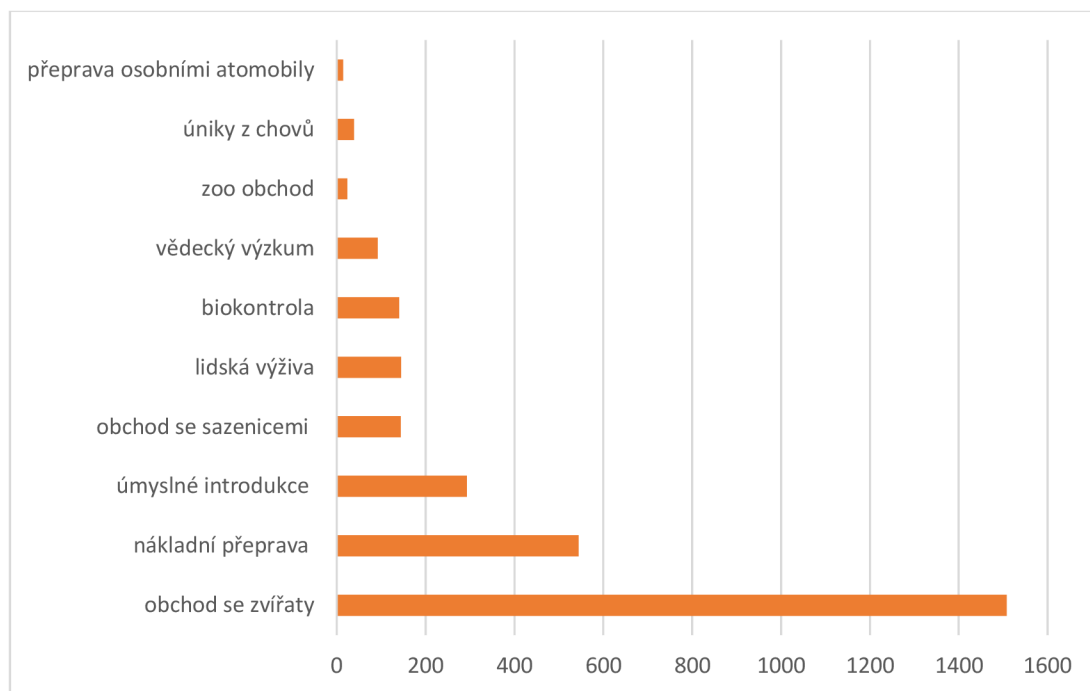
3 Literární rešerše

3.1 Biologické invaze

Podle společnosti IUCN (2022a) jsou invazivní druhy živočichové, rostliny či jiné organismy, které jsou introdukovány nebo zavlečeny člověkem na místa mimo jejich přirozený areál výskytu a negativně působí na biodiverzitu, ekosystémové služby a lidský blahobyt. Biologické invaze jsou definovány jako proces, kdy je organismus introdukován či zavlečen na novou lokalitu, kde založí životaschopnou populaci, v regionu za hranicemi jeho přirozeného geografického areálu (Guareschi & Wood, 2021). Stejně tak jako nebyla terminologie oboru invazní biologie dlouho jednotná, ani schéma invazí nebylo v minulosti sjednocené. Zásadní změnu přinesla práce vědeckého týmu Blackburn et al. (2011), který navrhl sloučení několika invazních schémat do jednotného rámce, jež se v současnosti uplatňuje jak u invazních druhů rostlin, tak u invazivních druhů živočichů. Tento jednotný rámec uznává, že invazní proces je možné rozdělit do čtyř fází, konkrétně fáze transportu, introdukce, usazení a šíření, kdy v každé z nich existují určité bariéry, jež musí druh překonat, aby se dostal do další fáze, a v různých fázích tohoto procesu se také využívají různá managementová opatření pro zajištění či kontrolu invazního druhu.

Samotná biologická invaze začíná fází transportu, kdy nepůvodní druh musí překonat překážky v podobě geografických bariér (Blackburn et al. 2011). Úspěšný transport se odvíjí od určitých vlastností druhu, jako je odolnost, schopnost snášet drsné environmentální podmínky či nedostatek potravy (Kraus 2009), avšak urychlení přepravy např. v podobě letecké dopravy, umožnilo řadě i méně odolných druhů rychlý pohyb podél obchodních tras, které by jinak v minulosti tyto druhy nebyly schopné překonat (Wilson et al. 2009). Do dnešního dne bylo identifikováno celkem šest cest vstupu nepůvodních organismů na nová území, tedy cesta úmyslné vypuštění, cesta v podobě úniku z chovného zařízení, příchod do nové oblasti jako kontaminanty, příchod do nové oblasti jako tzv. „černý pasažér“ uvnitř nákladu a cesta skrze koridory vytvořené člověkem spojující jinak nepropojené oblasti či již invadované regiony (Fonseca et al. 2019). To, jakým způsobem je organismus přemístěn na novou lokalitu, závisí na tom, zda se jedná o úmyslnou introdukci člověkem, či neúmyslné zavlečení. Jak uvádí Kraus (2009), mezi úmyslné introdukce řadíme obchod se zvířaty, s tím související zájmové chovy zvířat, chovy kožšinových zvířat, chovy hospodářských zvířat, zahrádnictví a bio kontrolu. Mezi neúmyslné zavlečení organismů se řadí zejména transport v podobě nákladní přepravy, obchod se sazenicemi, přeprava osobními automobily či kontaminace akvakultur (Kraus 2009). Podrobné schéma vektorů, jež využívají invazní a nepůvodní druhy plazů a obojživelníků dle jednotlivých případů Krasu Herp Database 2009 udává obr. 1.

V další fázi invazního procesu, kterým je introdukce, musí druh překonat překážky v podobě chovu v lidské péči (Blackburn et al. 2011). V počátcích invazního procesu, tedy ve fázi transportu a introdukce, je úspěšnost nepůvodních druhů na nové lokalitě nejnižší (Chapple et al. 2016). Také po dlouho dobu bylo všeobecně přijímáno tzv. „Pravidlo desítek“, které se používalo k odhadu počtu potenciálně invazních druhů. Dle tohoto pravidla se pouze 10 % ze všech introdukovaných druhů usadí na nové lokalitě a jen 10 % z těchto usazených druhů se stane invazivními (Williamson 1996).



Obr. 1 Vektory introdukcí/zavlečení plazů a obojživelníků. Zpracováno dle počtu jednotlivých případů introdukcí/zavlečení plazů a obojživelníků dostupných v Kraus Herp Database (Kraus 2009).

Podle Jarić & Cvijanović (2012) však tvrzení, že pouhé 1 % druhů, jež jsou introdukovány nebo zavlečeny do nového prostředí bude mít negativní účinky na tomto stanovišti, představuje nebezpečnou myšlenku, která posiluje víru veřejnosti, že riziko zavlečených či introdukovaných druhů je do jisté míry přeceňované. Stejně tak i Jeschke & Strayer (2005) poukazují na nefunkčnost tohoto pravidla u obratlovců a uvádějí, že jakmile je druh introdukovaný, má vysoký potenciál stát se invazní a úspěšnost v každé z fází invazního procesu může být 50 %, tedy zásadní je minimalizovat počet introdukcí. Avšak biologické invaze jsou často výsledkem vícenásobné introdukce z různých zdrojů a na různých lokalitách (Wilson et al. 2009). Právě „Propagule pressure“, tedy počet jedinců určitého druhu, kteří přicházejí do nové oblasti, je jedním z určujících faktorů, zda bude introdukce úspěšná (Chapple et al. 2016). Čím více jedinců se dostává na novou lokalitu, na více míst, opakovaně a ve větším množství, tím vyšší úspěšnost v usazení na nové lokalitě bude druh mít (Kraus 2009). Role „Propagule pressure“ je klíčová ve fázi introdukce a následně i ve fázi invaze (Richardson & Pyšek 2012). Dalšími klíčovými faktory pro introdukci obojživelníků na novou lokalitu jsou dle Measey et al. (2016) zejména klimatická shoda, velikost těla a velikost snůšky. Andersen et al. (2021) uvádějí dále za stěžejní i mikro habitat, heterogenitu prostředí či biotické interakce v podobě predace nebo konkurence. I když většina druhů, která projde transportem, selže v založení životaschopných populací v nové lokalitě, malá část z těchto jedinců se úspěšně usadí a má tendenci šířit se krajinou často s negativními následky pro místní druhy, ekosystémy i člověka (Chapple et al. 2016).

Samotné usazení či tzv. fáze naturalizace druhu na nové lokalitě pak představuje období, v němž musí druh překonat bariéry v podobě přežití podmínek nového stanoviště a následné reprodukce druhu (Blackburn et al. 2011). Naturalizace je kritickou fází procesu invaze, přičemž klima a reprodukční vlastnosti druhu jsou tento proces klíčové (Richardson & Pyšek 2012). Dle Richardson et al. (2000) naturalizace začíná překonáním abiotických i biotických bariér, kdy se populace reprodukuje a zvyšuje se její počet do podoby soběstačné kolonie. Procesy, které vedou k usazení a naturalizaci druhu jsou odlišné v různých regionech a jsou výsledkem biotických interakcí, makro ekologických a člověkem zprostředkovaných faktorů (Richardson & Pyšek 2012). Úspěšnost ve fázi naturalizace závisí na komplexní interakci mezi invazním druhem a fyzikálními i biologickými vlastnostmi nového prostředí a tyto interakce mohou být druhově specifické (Bomford et al. 2009). Pravděpodobnost že budou obojživelníci úspěšnější v usazení na nové lokalitě, je vyšší, jsou-li v místech introdukce přítomny příbuzné druhy a úspěšnost roste s vzrůstajícím počtem příbuzných druhů v lokalitě (Tingley et al. 2011). Jak uvádějí Bomford et al. (2009), pro úspěšné usazení plazů a obojživelníků má klíčový význam i klimatická shoda, kdy druhy, které vykazovaly klimatickou shodu s novým areálem, byly v usazení úspěšné. Také Tingley et al. (2011) se shodují na tom, že jsou druhy úspěšnější v oblastech s abiotickými podmínkami podobnými podmínkám původního areálu výskytu druhu a také jsou druhy úspěšnější v založení nových populací na ostrovech. Také druhy plazů a obojživelníků, jež byly úspěšně etablované v nových lokalitách jinde na světě, byly v usazení na nových lokalitách úspěšnější než ostatní (Bomford et al. 2009)

Ve fázi šíření nepůvodního druhu v nové lokalitě, musí organismy překonat bariéry v podobě schopností rozptylu a podmínek prostředí (Blackburn et al. 2011). Například Hoffmann & Courchamp (2016) zmiňují, že člověkem zprostředkované invaze jsou pouze součástí spektra disperze druhů, kdy druhy, jež se šíří do nového prostředí sami musí také překonat stejné bariéry jako druhy invazní. Wilson et al. (2009) naopak uvádějí, že současná rychlost šíření druhů je bezprecedentní a je přímým důsledkem zásahu člověka a značně se odlišují od přirozené disperze. Podle Richardson & Pyšek (2012) právě rozptylové vlastnosti druhu zprostředkovávají jeho invazivitu, tedy schopnost organismů vstupovat do nových prostředí, překonávat bariéry a šířit se. Existují určité klíčové vlastnosti, díky nimž budou živočichové v invazi pravděpodobně úspěšní, kdy u obojživelníků se mezi tyto vlastnosti řadí přirozeně rozlehlý areál výskytu druhu, větší tělesný rámec a vysoká plodnost (Measey et al. 2016). Amiel et al. (2011) také uvedli, že u plazů a obojživelníků má na úspěchu invaze podíl i samotná velikost mozku. Jak zmiňují, velikost mozku k poměru velikosti těla byla větší u obojživelníků a plazů, jež byli uváděni jako úspěšné invazní druhy a proces naturalizace druhů byl také úspěšnější u čeledí s relativně velkým mozkem.

Přítomnost nepůvodních a invazivních druhů plazů a obojživelníků má řadu negativních dopadů na nové lokalitě jako jsou vymírání rezidentních druhů kořisti, otravy rezidentních druhů predátorů, přenos nemocí, konkurenční vyloučení, hybridizace, evoluční změny u rezidentních druhů, ekonomické škody i škody na lidském zdraví (Bomford et al. 2009). Obzvláště zranitelné vůči biologickým invazím jsou pak sladkovodní ekosystémy a ve srovnání s terestrickým prostředím zaznamenávají daleko více negativních účinků, přičemž negativní dopady invazivních druhů jsou často skryté, obtížně detekovatelné a méně prozkoumané než ty terestrické (Guareschi & Wood 2021). Samotné zmírnění účinků invaze ve vodních biotopech, které pokrývají více než 70 % povrchu planety, je pak zvláště obtížné, protože řadě organismů

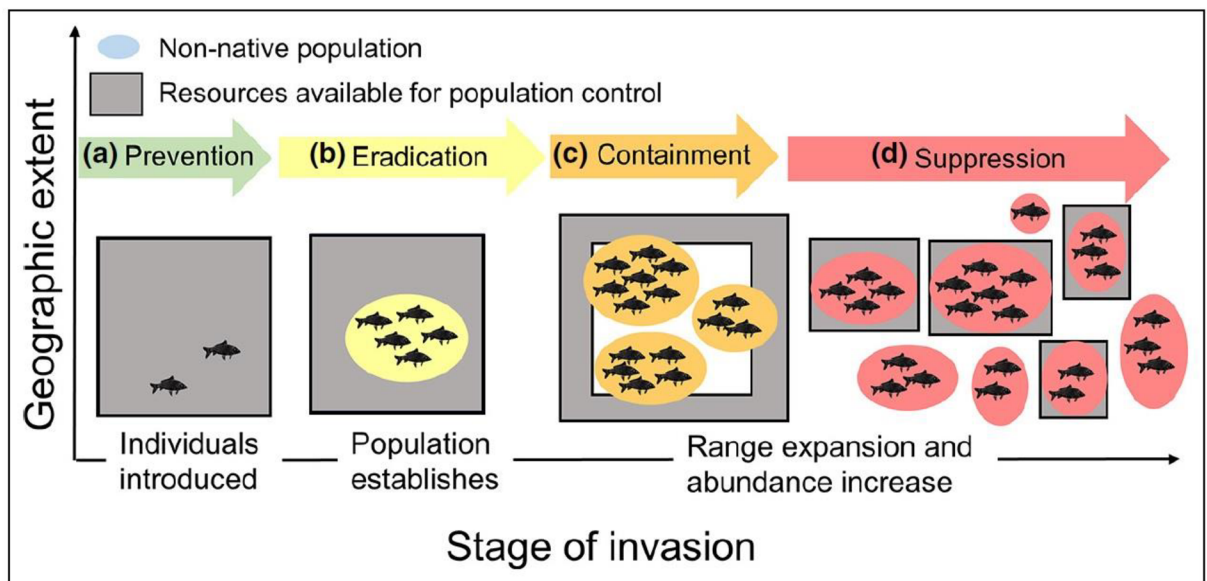
napomáhá k disperzi proudění, lidé mají omezený přístup do tohoto prostředí a mnoho invazních druhů se tak široce rozšíří ještě dříve, než jsou detekovány (Green & Grosholz 2021). Sladkovodní ekosystémy mají sice různé překážky, bránící vstupu invazivních nepůvodních druhů, například teplotní limity, ale s měnícím se klimatem mizí i tyto bariéry (IUCN 2022a).

3.1.1 Managementová opatření biologických invazí

Detekce nepůvodních druhů obojživelníků na nové lokalitě je zásadní pro realizaci managementových opatření, nicméně při počátečních nízkých hustotách populací, může být detekce např. pomocí odchytových pastí nebo akustických průzkumů značně limitována (Secondi et al. 2016). Poměrně novou a velmi spolehlivou metodou detekce nepůvodních druhů, kterou lze použít již při nízkých hustotách na počátku invazního procesu (Secondi et al. 2016), je detekce environmentální DNA, jako nástroj k zaznamenání zejména invazních vodních druhů (Lin et al. 2019). Secondi et al. (2016) tuto metodu úspěšně použili a popsali pro detekci druhu *Xenopus laevis*, Lin et al. (2019) tuto metodu využili pro detekci invazního druhu *Lithobates catesbeianus* a Brannelly et al. (2020) také navrhli využití detekce environmentální DNA pro detekci patogenu *Batrachochytrium dendrobatidis*, jež je předmětem globálního zájmu v rámci ochrany obojživelníků. Základním managementovým rámcem pro kontrolu nepůvodních a invazních druhů jsou prevence, rychlá eradikace, dlouhodobý management a management druhů chovaných v lidské péči (Robertson et al. 2020). Samotná prevence je také nejvýhodnější cestou z hlediska ceny a nákladů v boji proti invazním druhům (DAISIE 2009). Falaschi et al. (2020) navrhují jako metody prevence například sestavení tzv. „černé listiny“ seznamů rizikových druhů, přičemž druhy vyhodnocené jako rizikové by měli určené specifické postupy v rámci chovu v lidské péči, nebo regulaci či zákaz obchodování. Naopak DAISE (2009) navrhuje jako řešení tzv. „bílou listinu“, tedy seznam druhů určených pro obchod, které nepředstavují riziko v dané oblasti. Dalšími metodami prevence je i osvěta veřejnosti a majitelů zvířat (Falaschi et al. 2020) nebo samotné legislativní předpisy, ty však mohou účinně zakázat obchod s některými druhy, jež mohou být záhy na trhu nahrazeny druhy novými (Kopecký et al. 2019).

V případě selhání managementových opatření v podobě prevence, kdy se rizikový druh, již nachází na nepůvodní lokalitě, je třeba zvážit další managementová opatření v podobě eradikace. Green & Grosholz (2021) rozděluje eradikační rámec na eradikaci úplnou v podobě kompletního odstranění invazní populace z lokality, zejména v počátečních stádiích invaze a následně „funkční“ eradikaci. Tato funkční eradikace se využívá v případě, že početnost invazního druhu dosáhne takového počtu jedinců, že již nelze všechny jedince z nových lokalit odstranit a je třeba invazní populace udržet alespoň na co nejnižší populační hustotě a snížit tak její dopady na místní ekosystémy na minimum. Podrobné schéma managementových opatření dle Green & Grosholz (2021) uvádí obr. 2. Obecné eradikační postupy jsou například mechanické, jako sběr jedinců, chemické, například v podobě toxických návnad, samotný management prostředí jako vypalování, pasení aj. či přímý lov invazních druhů (Wittenberg & Cock 2001). Samotné eradikační procesy však mohou být rizikové i pro místní rezidentní druhy obojživelníků, jak varuje např. Mecke (2014) v souvislosti s nepřiměřenými managementovými zásahy pro invazní druh *Duttaphrynus melanostictus* na Madagaskaru, kdy eradikační opatření mohla zasáhnout i rezidentní druhy žab či celé ekosystémy se stejným negativním efektem, jež

by byl srovnatelný s negativními efekty, které do oblasti přináší invazní druh sám. Vimercati et al. (2021) zdůrazňují, že typ eradikace by se měl odvíjet u invazních druhů obojživelníků dle konkrétního vývojového stádia a poukazují na eradikaci invazního druhu *Sclerophrys gutturalis* v Cape Town, kdy eradikace byla úspěšná ve chvíli, kdy byla zacílená jen na dospělé, a nikoliv na odstraňování všech dalších vývojových stádií z prostředí. Descamps & De Vocht (2022) například navrhli konkrétní eradikační metodu „Sterile-male-release technique“, dle nich vhodnou pro druh *Lithobates catesbeianus*, kde kontrola invazní populace spočívá v chemické sterilizaci samců. Jak dále uvádějí, ve většině případů u tohoto druhu se samice reprodukuje pouze s jedním samcem v sezóně, a tak opakované vypuštění chemicky sterilizovaných samců několik po sobě jdoucích generacích by mohlo vést ke kolapsu místních populací.



Obr. 2 Obecné schéma managementových intervencí ve vztahu ke stádiu invaze a geografickému rozšíření invazních populací. (a) Prevence, (b) Eradikace, (c) Udržení kontroly nad invazním druhem, (d) Potlačení vybraných populací invazního druhu (Převzato z Green & Grosholz 2021).

Konkrétní příklady managementových zásahů proti invazním druhům obojživelníků v Evropě mohou být například eradikace druhu *Xenopus laevis*, konkrétně v Portugalsku, Španělsku či Velké Británii, kde se podařilo na vybraných lokalitách snížit počet invazních populací na minimum, avšak jednalo se o eradikace pouze lokálního významu (Measey et al. 2012). V Portugalsku také proběhl kontrolní program na místech podrobených eradikačním programům, kdy na základě odebrání environmentální DNA a extrakce DNA druhu *X. laevis* bylo potvrzena stálá přítomnost druhu na pěti z celkem 15 eradikovaných lokalit (Bento 2021). Stejně tak u invazního druhu *Lithobates catesbeianus* proběhly eradičkáni programy například na několika lokalitách ve Velké Británii a v Německu (DAISIE 2009). Descamps & De Vocht (2022) uvedli, že metody jako odchyt do sítí či pastí, aktivní lov jedinců či vypouštění vodních ploch, jež byly použité pro eradikaci dospělců i larválních stádií tohoto druhu, byly v Evropě úspěšné pouze v počátečních stádiích. *Lithobates catesbeianus* je tak i nadále přítomen ve volné přírodě v Německu, nicméně ve Velké Británii se ho možná již podařilo z volné přírody eradikovat (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022).

Jedním z vůbec nejnovějších přístupů eradikace invazních druhů je genetická bio kontrola. Teem et al. (2020) uvádějí, že genetická bio kontrola umožňuje modifikovat genetickou informaci organismu, který je následně využit k regulaci či kontrole invazivního druhu a zmiňují čtyři konkrétní metody, které by v budoucnu bylo možné využít, včetně metody „Gene drive“, která zatím nebyla použita ve volné přírodě. V této metodě je vnesena do genomu bio kontrolního organismu genová sekvence nesoucí mechanismy pro determinaci pohlaví, která způsobí, že poměr pohlaví jedinců, jež se narodí v další generaci, se bude blížit 100 % k jednomu z pohlaví a časem dojde k populačnímu kolapsu, protože tato sekvence se dědí (Campbell et al. 2019). Výhodou této metody je, že ji lze použít na invazní populace již široce rozšířené v krajině, bez nutnosti vypouštění velkého počtu bio kontrolních organismů do prostředí a také je to metoda, která dokáže následně běžet samovolně bez dalších nutných zásahů člověka (Teem et al. 2020). Nicméně nelze opomenout, že právě bio kontrola je jedním z vektorů introdukcí nepůvodních organismů na nové lokality, kdy Krasu Herp Database uvádí celkem 140 případů introdukčních událostí právě pro bio kontrolu (Kraus 2009). I tato nejnovější metoda není bez rizika, protože nelze vyloučit, že by mohlo dojít k rozšíření i na necílové populace a je třeba zhodnotit rizika, která jsou s touto metodou spojena (Teem et al. 2020).

Jak zmiňuje Bomford (2008), prakticky všechny pokusy o eradikaci v případě plazů a obojživelníků nebyly úspěšné a řada z těchto metod představovala riziko i pro rezidentní taxony. Prevence zavlékání či introdukce druhů, tedy opatření, která dokážou zabránit vstupu rizikového organismu do nové oblasti, se ukázala jako nejúčinnější forma managementových opatření (Chapple et al. 2016).

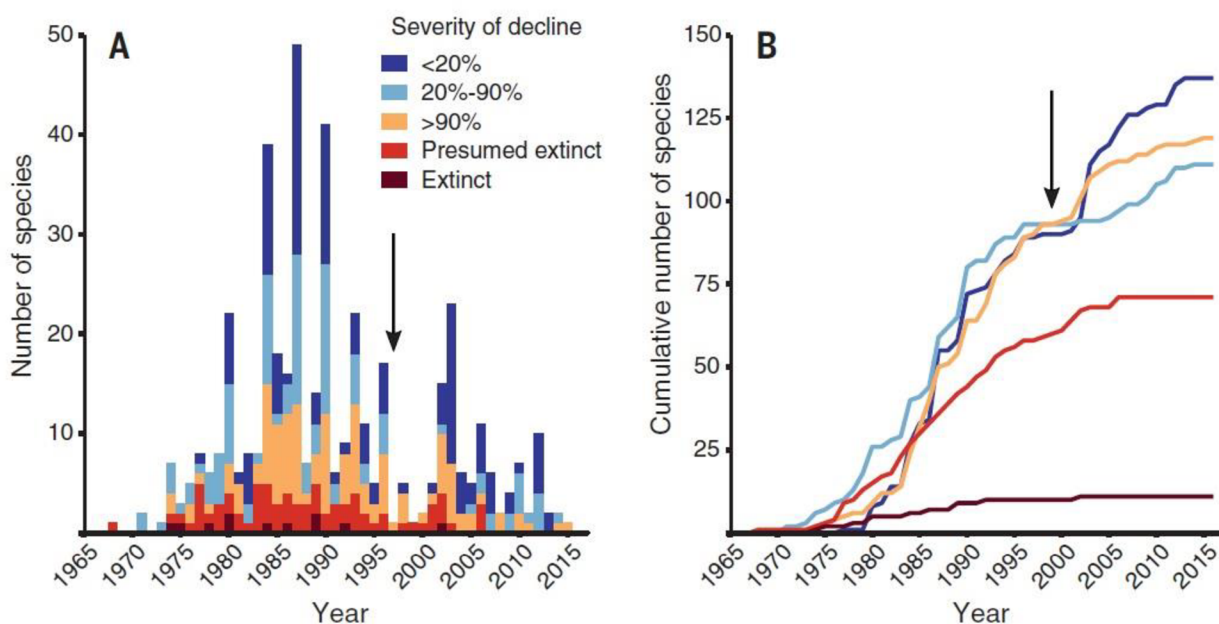
3.2 Příčiny současného ohrožení obojživelníků

Plazi a obojživelníci jsou nejohroženějšími skupinami obratlovců na světě (Bāncilā et al. 2023). Ačkoliv v evoluční historii došlo již k šesti velkým masovým vymíráním obojživelníků, současný celosvětový pokles stavů ve volnosti je jeden z nejvíce kritických (Dufresnes 2019) a za poslední dvě desetiletí došlo k vymření téměř 168 druhů (AmphibiaWeb 2022). Celosvětově je jedna třetina obojživelníků ohrožená vyhoubením, zejména v důsledku destrukce přirozených stanovišť (Calderon & Stābeli 2011), introdukcí a zavlečením nepůvodních druhů (AmphibiaWeb 2022), změnou klimatu a chytridiomykózou (Dufresnes 2019), i znečištěním životního prostředí, zvláště v zemědělských oblastech, které se staly jedním z největších suchozemských biomů na planetě, zabírající více než 40 % zemského povrchu (Bāncilā et al. 2023).

Dvě nejzásadnější příčiny současného poklesu populací obojživelníků ve volné přírodě, které jsou zodpovědné za strmý pokles populací obojživelníků i v místech odlehlých a chráněných (Calderon & Stābeli 2011), jsou chytridiomykóza a globální oteplování (AmphibiaWeb 2022). Globální pokles populací obojživelníků spojený s výskytem chytridiomykózy ve volné přírodě zaznamenal několik vrcholů, konkrétně v 80 letech 20. století, dvě dekády před samotným vědeckým popsáním nemoci a následně druhý menší vrchol nastal na počátku 21. století, související s poklesem stavu obojživelníků v jižní Americe, viz. Obr. 3 (Scheele et al. 2019). Původcem onemocnění je infekční patogen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Dufresnes 2019) a nově i *Batrachochytrium salamandrivorans*, objevený severně od Maastrichtu v Nizozemsku jako nový vysoce virulentní druh (Wake & Koo 2018). Novému patogenu *B. salamandrivorans* se dnes připisuje decimace druhu *Salamandra salamandra* v Evropě i 99,9% pokles populace tohoto druhu obojživelníka v Nizozemsku během posledních sedmi let (Kitade & Wakao 2022). *B. dendrobatidis* způsobila pokles ve světových populacích více než 501 druhů obojživelníků a stojí za vymíráním nejméně 90 druhů obojživelníků v posledním půl století (Kitade & Wakao 2022). V roce 2004 byl první nález patogenu *B. dendrobatidis* datován až do roku 1938, když se podařilo analyzovat muzejní exemplář *Xenopus laevis*, jež se od 30 let 20. století hojně využívala k laboratorním testům gravidity po celém světě (AmphibiaWeb 2022). Chytridiomykóza však byla poprvé objevena až v roce 1998, konkrétně v místech masového vymírání žab na území Austrálie i Panamy, přičemž příznaky mohou být abnormální držení těla, extenze zadních končetin, křeče letargie, ztráta únikového reflexu, hyperémie či zdrsnění kůže, narušení kožního dýchání, porucha osmoregulace vedoucí až k úhynu jedince (Calderon & Stābeli 2011). Evropský outbreak tohoto onemocnění s původcem *B. dendrobatidis* pak oznámilo v roce 2000 několik evropských zemí (Dufresnes 2019). V roce 2004 byla již chytridiomykóza hlášena na všech kontinentech s výjimkou Asie a Antarktidy (Caldwell & Vitt 2014). Většina tehdy nahlášených ohnisek byla spojena s invazivním druhem skokana volského *Lithobates catesbeianus* (Dufresnes 2019). Skokan volský byl zařazen skupinou Invasive Species Specialist Group mezi 100 nejhorších invazivních druhů na světě (ISSG 2017) a také patří mezi jeden z nejvíce obchodovaných druhů, kdy pro konzumní účely se v letech 1998–2002 obchodovalo na světových trzích celkem 3 800 000 jedinců (Caldwell & Vitt 2014). Důkazy o přímém vztahu mezi obchodem s obojživelníky a šířením patogenů, zejména chytridiomykózy, jsou dnes všeobecně přijímány (Measey et al. 2016). Relativně nedávno objevený patogen *B. salamandrivorans* byl pak popsán

u druhů z čeledi *Salamandridae*, jež byly endemičtí svým výskytem pro území východní Asie, a předpokládá se, že se *B. salamandrivorans* rozšířil v Evropě díky obchodu se zvířaty (Wake & Koo 2018). Na závěr je nutno zmínit, že některé druhy žab, jež jsou zároveň považovány i za invazní druhy, jsou vůči chytridiomykóze rezistentní a mohou ji tak v prostředí šířit mezi ostatní rezidentní druhy obojživelníků, a to platí pro nejen výše zmíněný druh *L. catesbeianus*, ale také pro druhy *Rhinella marina* či *Xenopus laevis* (Calderon & Stábeli 2011).

Nejen invazní druhy obojživelníků, ale i invazní druhy bezobratlých živočichů v Evropě mohou působit značné problémy rezidentním druhům obojživelníků, jak ukázal výzkum Oficialdegui et al. (2019) na území Andalusie, kdy invazní druh raka *Procambarus clarkii* byl pozitivně testován na původce chytridiomykózy a byl tak rezervoárem patogenu pro místní batrachofaunu.



Obr. 3 Globální pokles populací obojživelníků na základě výskytu chytridiomykózy, s vyznačením vědeckého popsání patogenu *Batrachochytrium dendrobatidis* v roce 1998. (A) Pokles v jednotlivých letech. (B) Kumulativní pokles. Kategorie jsou stanoveny dle závažnosti poklesu početnosti populací daného druhu: Tmavě modrá – pokles o méně než 20 %, světle modrá – pokles mezi 20–90 %, oranžová – pokles populací o více než 90 %, červená – pravděpodobně vyhubený, tmavě červená – vyhubený (Převzato z Scheele et al. 2019).

3.3 Invazní a nepůvodní druhy obojživelníků v Evropě

Organizace LIFE CROAA (2022) uvádí, že celkem 36 druhů obojživelníků se v některých částech evropského kontinentu v určitém okamžiku naturalizovalo, nicméně ne všichni mají invazní charakter. Většina nepůvodních druhů byla přemístěna pouze uvnitř evropského kontinentu, avšak úspěšné jsou i druhy, jejichž původ je mimoevropský (Kopecký et al. 2016). Celkový přehled nepůvodních druhů uvádí tab. 1. Jak uvádějí Kark et al. (2009), celkem 66 % všech introdukcí a 67 % všech introdukovaných druhů, přišlo na evropský kontinent v letech 1950–2000, kdy řada druhů byla na nové lokality dovezena z jiných částí Evropy, kam byli v minulosti zavlčeni. Ačkoliv jsou invazní druh obojživelníků poměrně málo zkoumány, mají dalekosáhlejší negativní socioekonomický i environmentální dopad, než například nepůvodní druhy ptáků a ryb (Andersen et al. 2021) a také mají obojživelníci dvakrát více reportovaných zpráv o negativním dopadu než plazi, přičemž sedm druhů má prokázaný negativní vliv na biologickou diverzitu a jejich zástupci náleží zejména do čeledí *Pipidae*, *Salamandridae* a *Ranidae* (Kark et al. 2009). Jak uvádějí Measey et al. (2016), jednoznačně nejzávažnější socioekonomické dopady pak mají zástupci taxonů *Bufo* a *Pipidae*.

Tab. 1 Přehled nepůvodních druhů obojživelníků na evropském kontinentě, včetně druhů, jež byli přesunuty pouze uvnitř evropského kontinentu. Zvýrazněné jsou druhy zcela nepůvodní pro evropský kontinent (Převzato z LIFE CROAA 2022 a AmphibiaWeb 2022b).

<i>Alytes obstetricans</i>	<i>Ambystoma mexicanum</i>	<i>Ambystoma tigrinum</i>
<i>Bombina bombina</i>	<i>Bombina orientalis</i>	<i>Bombina variegata</i>
<i>Bufo bufo</i>	<i>Bufo calamita</i>	<i>Bufo viridis</i>
<i>Cynops pyrrhogaster</i>	<i>Discoglossus pictus</i>	<i>Eleutherodactylus martinicensis</i>
<i>Hyla arborea</i>	<i>Hyla meridionalis</i>	<i>Ichthyosaura alpestris</i>
<i>Lissotriton montandoni</i>	<i>Lissotriton vulgaris</i>	<i>Lithobates catesbeianus</i>
<i>Pelophylax bedriagae</i>	<i>Pelophylax bergeri</i>	<i>Pelophylax kurtmuelleri</i>
<i>Pelophylax lessonae</i>	<i>Pelophylax perezi</i>	<i>Pelophylax ridibundus</i>
<i>Pelophylax saharicus</i>	<i>Pleurodeles waltl</i>	<i>Proteus anguinus</i>
<i>Pseudacris regilla</i>	<i>Rana temporaria</i>	<i>Rhaebo blomeri</i>
<i>Rhinella marina</i>	<i>Sclerophrys mauritanica</i>	<i>Speleomantes ambrosii</i>
<i>Triturus carnifex</i>	<i>Triturus marmoratus</i>	<i>Xenopus laevis</i>

Avšak i přemístění druhů „jen“ v rámci stejného kontinentu či stejné zoogeografické oblasti na nové, nepůvodní lokality, může vést k řadě negativních událostí. Příkladem může být introdukce původně endemického druhu skokana *Pelophylax perezi*, jež byl endemitem Pyrenejského poloostrova a byl introdukován v rámci původně zamýšlené biokontroly na Baleáry i Kanárské ostrovy, kde v současnosti představuje hrozbu pro endemický druh Baleár ropušku *Atyles muletensis* a druh veleještěrky *Gallotia galloti* na Kanárských ostrovech (Scalera 2007). Dufresnes et al. (2015) uvádějí jako další příklad přemístění v rámci Evropy, pokles populace rosničky *Hyla arborea* v údolí Rhône na západě Švýcarska, kam byl člověkem introdukován italský druh *Hyla intermedia*, kdy v důsledku hybridizace došlo k poklesu populace *H. arborea*, protože hybridní jedinci jsou dále s ostatními nekompatibilní. Jak dále uvádějí introdukce i celkem příbuzensky vzdálených druhů tak může vést k narušení genetické soudržnosti místních taxonů. Příkladem translokace druhu v rámci evropského kontinentu je také severní Itálie, kde došlo k záměrné introdukci druhů *Speleomantes ambrosii* a *Speleomantes italicus* mimo jejich přirozený areál výskytu, jen proto, že se chtělo zjistit, zda je možná hybridizace u těchto dvou druhů (Scalera 2007).

Jaká je však situace stran druhů, jež byly introdukovány či zavlečeny na evropský kontinent a nejsou zde původní? *Lithobates catesbeianus* byl introdukován několikrát do Evropy již v 18. století, avšak k usazení druhu např. na území Itálie došlo až ve 30. letech 20. století a genetické analýzy potvrdily, že počet zakladatelů invazní populace v Itálii, byl menší než šest samiček (Ficetola & Scali 2010). Sekundárnímu šíření druhu *L. catesbeianus* v Evropě, napomohlo zemědělství i přirozená disperzní schopnost druhu a dnes tento druh stojí za vymíráním populace *Pelophylax cretensis* na Krétě a také za masovými úhyny obojživelníků ve Francii, Itálii a Velké Británii v důsledku přenosu chytridiomykózy (Johovic et al. 2020). *Xenopus laevis*, jež byla introdukována do Evropy jako modelový laboratorní organismus, představuje zejména v oblastech Itálie a Francie značný problém, díky významným invazím (Andersen et al. 2021). Jak uvádějí Ficetola & Scali (2010) přítomnost *X. laevis* na nových lokalitách vede v poklesu místní biodiverzity, tento druh dokáže velmi rychle kolonizovat mokřadní oblasti skrze suchozemskou migraci. Jako příklady uvádějí Ficetola & Scali (2010) oblasti Sicílie, kde se *X. laevis* vyskytuje, a kde nejsou vůbec přítomny na stanovištích původní druhy žab, konkrétně zcela vymizeli *Hyla intermedia*, *Discoglossus pictus* či *Pelophylax hispanicus*, ve Francii v důsledku predace a šíření chytridiomykózy došlo k úbytku rezidentních druhů ryb i obojživelníků.

3.4 Negativní dopady invazních a nepůvodních druhů

Populace obojživelníků po celém světě v současnosti klesají a invazní druhy obojživelníků se částečně podílí na tomto poklesu prostřednictvím konkurence, hybridizace a introdukce nových patogenů (Measey et al. 2016).

Lithobates catesbeianus se řadí mezi invazivní druhy s významným dopadem na biodiverzitu. První velmi dobře zdokumentovaná introdukce tohoto druhu pochází z první dekády 19. století, kdy byl na západě Spojených států zdokumentován případ introdukce jako náhrady za původní druh *Rana aurora* (Caldwell & Vitt 2014). Tento vysoce adaptabilní a generalistický druh byl zavlečen do více než 40 zemí, zejména prostřednictvím akvakultury,

obchody se zvířaty a modifikací stanovišť (Andersen et al. 2021). V severní Americe byla také zaznamenána hybridizace mezi *L. catesbeianus* s místními druhy *Rana pretiosa* a *R. aurora* (Scalera 2007). Až 80 % veškeré potravy dospělců této největší severoamerické žáby představují jiné, menší druhy žab a v případě přítomnosti skokana volského na stanovišti, rezidentní druhy mění své chování na více terestrické a kryptické (Francis & Hardwick 2012). Pulci i dospělci jsou také obvykle výrazně větší než druhy rezidentní, a tak jsou i významnými kompetitory pro místní faunu (Ficetola & Scali 2010) Pulci mají také významný vliv na společenstva bentických řas, čím ovlivňují jejich strukturu (Kark et al. 2009). Mimo jiné bylo zjištěno, že jak pulci, tak dospělci skokanů ovlivňují růst, vývoj a životaschopnost pulců i metamorfozu dospělců druhu *Rana aurora* a také stojí za poklesem populací *Rana yavapaiensis* v důsledku predace (AmphibiaWeb 2022c). Také přítomnost jiných invazních druhů na stanovišti společně se skokanem volským vede k násobení negativního efektu na stanovišti, jak zmiňuje Scalera (2007), kdy v severozápadní části Amerického kontinentu se s volským vyskytuje společně s nepůvodním druhem slunečnice *Lepomis macrochirus*, která preduje larvy vodních vážek, čímž významně snižuje jejich početnost, ačkoliv právě larvy vážek jako jedny z mála dokážou predovat pulce skokanů. I nevhodná úprava prostředí člověkem, napomáhá skokanům šířit se v prostředí dále, jak zmiňují Andersen et al. (2021), v Jižní Koreji dalším šířením mezi stanovišti skokanů, napomohla modernizace rýžových polí, při vytvoření betonových příkopů, které usnadnily konektivitu stanovišť pro tento invazní druh. Také nemůžeme opomenout přenos patogenů, zejména chytridiomykózy, jež se k tomuto druhu váže, stejně tak i k dalším invazním druhům jako například *Xenopus laevis* (Ficetola & Scali 2010). *Xenopus laevis* jako akvatický jihoafrický druh také preduje rezidentní druhy žab a snižuje dostupnost potravních zdrojů snížením množství bezobratlých živočichů v ekosystému, navíc pokud se vyskytuje v prostředí společně se skokanem volským, sleduje stejné dráhy šíření v prostoru (Andersen et al. 2021). V Japonsku invaze *X. laevis* ovlivnila akvakultury kaprů, kdy predovala juvenilní stádia ryb (Measey et al. 2016). Neúspěšným příkladem bio kontroly je známá introdukce *Rhinella marina* v oblastech australských plantáží cukrové třtiny (Francis & Hardwick 2012), jež započala v roce 1935 s významným negativním vlivem na místní biodiverzitu v důsledku predace i toxicity (Andersen et al. 2021). Stejně jako *L. catesbeianus* i *R. marina* se nachází na seznamu 100 nejhorších invazivních druhů na světě (Global Invasive Species Database 2022). Právě vysoká toxicita druhu způsobila vysokou mortalitu predátorů, přesahujících až 70 % v rámci jednoho roku zejména u populací varanů, sladkovodních krokodýlů, populací tilikvi či kunovců (Francis & Hardwick 2012). Nejen pro živočichy, ale taktéž pro člověka, představují kožní sekrety *R. marina* značné toxikologické riziko (Scalera 2007). Nicméně jak udává AmphibiaWeb (2022c), bylo zaznamenáno, že v Austrálii od roku prvotní introdukce postupně klesá toxicita i velikost těla populací druhu *R. marina*, a tak největší dopad má tento druh na nově obsazených lokalitách a postupně v čase tento negativní efekt klesá, tak jak se žáby přizpůsobují novému prostředí. Obdobné riziko toxicity pro místní taxony představuje i invazní druh ropuchy *Duttaphrynus melanostictus*, jež byl zavlečen do oblastí Timoru, kde představuje riziko pro místní druhy predátorů i pro rezidentní endemický druh skokana *Limnodynastes timorensis* (Andersen et al. 2021). Navíc místní obyvatelé žáby hojně konzumují, včetně tohoto invazního druhu a bylo zaznamenáno jedno úmrtí v souvislosti s toxicitou *D. melanostictus* (Measey et al. 2016). Další dalekosáhlými následky nepůvodních druhů v ekosystému představují druhy *Dendrobates auratus* a *Eleutherodactylus coqui* v oblasti Havaje (Scalera

2007), přičemž i *E. coqui* se kvůli rozsáhlým ekologickým i ekonomickým následkům, jež působí v nové lokalitě, dostala na seznam 100 nejhorších invazních druhů světa (Global Invasive Species Database 2022). Především neuvěřitelný rozsah invadovaného území ve velmi krátkém čase druhem *E. coqui* zmiňují Francis & Hardwick (2012), kdy v roce 1998 na Havaji bylo pouhých osm populací a v roce 2008 již druh obýval přes 25 000 ha s hustotou 90 000 jedinců na hektar, kdy za jednu noc tato masa zkonsumuje 690 000 bezobratlých živočichů. Populace tak dosáhly hustoty pětikrát vyšší než v lokalitě jejich přirozeného výskytu na Karibských ostrovech a představují významný zdroj hluku pro místní obyvatele (AmphibiaWeb 2022c), což se projevilo i jako významný ekonomický dopad. Hlasitost žabiho volání se totiž pohybuje od 80 do 90 dB, a tak si lidé kupují raději nemovitosti vzdálené od lokalit výskytu *E. coqui* a cena nemovitostí v blízkosti těchto lokalit pak klesla o 0,16 %, napříč ostrovem se tedy ztráty na nemovitostech mohou pohybovat kolem 7.6 milionů dolarů (Francis & Hardwick 2012). Ekologickým dopadem introdukce je kromě predace obrovské masy bezobratlých i šíření patogenu *Batrachochytrium dendrobatidis* v oblasti Havaje (Scalera 2007). Také konkurence zejména pro místní druhy insektivorů, představuje problém, zejména pro lejskovce rodu *Chasiempis*, šatovníka *Drepanis coccinea* či netopýra *Lasiurus cinereus* (Francis & Hardwick 2012). Samotné populace *E. coqui* jsou významným potravním zdrojem pro některé druhy nepůvodních invazních predátorů na Havaji jako je krysa *Rattus rattus* a promyka *Herpestes javanicus*, jejichž populace se díky velkému množství dostupné kořisti zvětšily a tyto populace predátorů tak predují daleko větší množství rezidentních ptačích taxonů (Francis & Hardwick 2012). V souvislosti s šířením druhu *D. auratus* na Havaji pak panují obavy z vysoké toxicity, ačkoliv na Havaji chybí přirozená potravní skladba členovců, z níž by mohly žáby tvořit extrémně jedovatý kožní sekret, a zatím se předpokládá, že toxicita místních populací je značně snížena (Scalera 2007). Největší nebezpečí pro člověka spočívá pak zejména v přenosu patogenů, které stojí za onemocněními jako salmonelóza, tyfus, septikémie či meningitida a ve Spojených státech bylo prokázáno, že právě 6 % všech případů salmonelózy u lidí je spojeno s kontaktem s plazi či obojživelníky, tj. 1 240 000 případů za rok, které jsou spjaty s druhy chovanými jako domácí mazlíčci (Scalera 2007).

3.5 Mezinárodní obchod a invazní druhy obojživelníků

Obchod se zvířaty je globálním podnikáním v hodnotě mnoha miliard dolarů (Lockwood et al. 2019). Legální obchod se zvířaty se stal hlavní cestou šíření nepůvodních druhů (Stringham & Lockwood 2018) a plazi i obojživelníci jsou skupinami obratlovců, u nichž došlo k největšímu počtu usazení na nových lokalitách v důsledku obchodu se zvířaty (Lockwood et al. 2019).

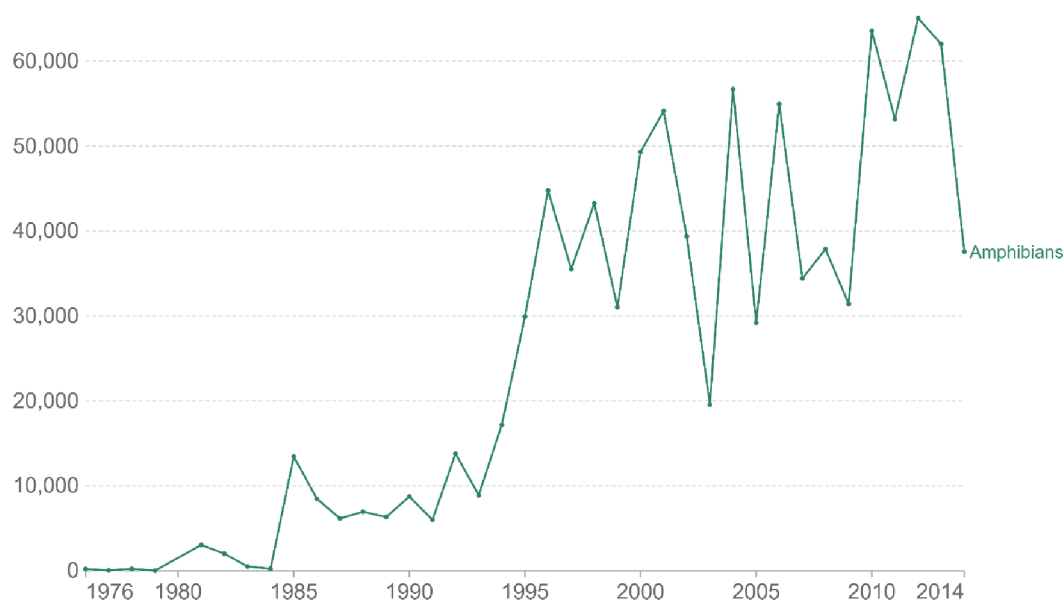
Tisíce druhů a desítky milionů exemplářů jsou globálně zasílány každý rok, aby uspokojily poptávku zákazníků na celém světě, a ačkoliv je tento trh se zvířaty obrovský, stále roste (Lockwood et al. 2019). Celosvětový legální obchod s volně žijícími živočichy byl v roce 2005 ohodnocen na \$21 miliard, avšak ilegální obchod dosahuje odhadem \$5 - \$20 miliard ročně (Rosen & Smith 2010). Dle Kitade & Wakao (2022) roste zejména poptávka po vzácných druzích obojživelníků z celého světa, především na trzích severní Ameriky, Evropy a dalších rozvinutých zemí, například Japonska. Jak dále uvádějí, rozsáhlý průzkum německého trhu

odhalil, že mezi lety 2018 až 2019 bylo jen v Německu obchodováno s celkem 352 druhy obojživelníků. Evropská unie a zejména Německo, mají hlavní roli jako přepravní uzel i cílová destinace pro řadu druhů, pocházející jak z legálního, tak z nelegálního obchodu se zvířaty a zejména raritní druhy nebo nově objevené druhy mohou dosáhnout i rekordních cen (Altherr & Lameter 2020). Kromě raritních a nových druhů obojživelníků se trh také zaměřuje na okrasné druhy (Gippet & Bertelsmeier 2021), tedy druhy obojživelníků, jež mají výrazné zbarvení či atraktivní vzory, nebo mají zvláštní biologické znaky, jako toxicita či živorodost anebo mají unikátní taxonomický statut, kdy cena za jeden takový exemplář se může šplhat do tisíců eur (Altherr & Lameter 2020).

Cena zvířat v zájmových chovech tak roste se snižující se dostupností na trhu, naopak druhy, jež jsou dobře zavedené v chovech v lidské péči, jsou obchodovány ve velkém množství za nízkou cenu (Lockwood et al. 2019). Také medializace napomáhá obchodníkům se zvířaty dosahovat vyšších zisků z obchodu, například jeli označen nějaký druh ve sdělovacích prostředcích formulací jako „velmi jasné zbarvení u druhu *Calotes pethiyagodai*“ nebo „nejvzácnější žába *Theلودerma nebulosum*“ (Altherr & Lameter 2020). Velkým problémem vyplývajícím z obchodu se zvířaty se stává hlavně alarmující rychlost obchodování, kdy Kitade & Wakao (2022) uvádějí, že nově objevené druhy obojživelníků se vyskytnou v rámci obchodu s živočichy od jednoho do tří let od jejich vědeckého popisu a někdy i dříve, jen v rámci několika málo měsíců. Například *Theلودerma auratum* či *Cruziohyala sylviae*, které byly vědecky popsány v roce 2018, se již v roce 2019 objevili na evropské trhu, a navíc vědecké popisy druhů jsou veřejně dostupné a obsahují přesné souřadnice GPS o lokalitě výskytu, a tak se řada překupníků může velmi snadno k nově popsaným druhům dostat (Altherr & Lameter 2020). Celkem 43 druhů teprve nedávno popsaných plazů a obojživelníků, vstoupilo na evropský trh ještě dříve, než stihlo být uvedeno do příloh CITES, nebo než je stihla organizace IUCN ohodnotit v rámci potenciálního zařazení na seznam ohrožených druhů (Altherr & Lameter 2020). Ačkoliv každý čtvrtý obojživelník je společností IUCN klasifikován v kategorii „Ohrožený“ či „Blízký ohrožení“, 81 % obchodovaných druhů není uvedeno v přílohách CITES a pouhých 201 druhů obojživelníků, tj. 2,4 % je umístěno na přílohách CITES, a má tak globální ochranu v podobě regulace obchodu (Kitade & Wakao 2022). Celkový přehled růstu globálního obchodu s obojživelníky za několik posledních dekad udává Obr. 4. Nicméně většina studií, jež mapují mezinárodní obchod s živočichy, se zaměřuje na ohrožené druhy, jež jsou právě na přílohách CITES, avšak tyto druhy tvoří jen zlomek všech prodávaných druhů (Lockwood et al. 2019) a samotná regulace CITES není navržena tak, aby bránila šíření invazní druhů (Gippet & Bertelsmeier 2021).

Dle Gippet & Bertelsmeier (2021), za případným komerčním úspěchem na globálním trhu se zvířaty může stát také invazivita druhů, protože invazní druhy obratlovců jsou silně obchodovány. Dle autorů právě největší komerční úspěch měly druhy s rozsáhlým areálem výskytu a generalisté ve výběru habitatu, tedy druhy, jež měly obě vlastnosti, které se k invazivitě vztahují. Podle nich obchodované invazní druhy představují 12,6 % všech obchodovaných druhů v globálním obchodu. Invazní druhy jsou také spojovány s vyšší plodností a širokou ekologickou tolerancí, přičemž současný stav invazní druhů ve volné přírodě odráží se zpožděním mezinárodní obchod let minulých a důsledky ze současného nárůstu obchodu se zvířaty se tak plně projeví až za několik let (Lockwood et al. 2019).

Mohanty & Measey (2019) poukázali na silnou preferenci v rámci ochodu u čeledi *Dendrobatidae*, *Mantellidae*, *Hyperolidae*, *Pipidae*, *Ambystomatidae* a *Salamandridae*. Jak dále uvedli například do USA, bylo jen mezi lety 2013–2018 importováno 3 655 620 živých exemplářů obojživelníků, přičemž preferovány byly druhy dosahující větších tělesných rozměrů a s velkým areálem rozšíření. S rostoucí velikostí těla u obojživelníků roste i komerční úspěch, čím větší velikost těla, tím žádanější druh v rámci obchodu (Gippet & Bertelsmeier 2021).



Obr. 4 Přehled růstu mezinárodního obchodu s obojživelníky umístěnými na přílohách CITES mezi lety 1976 až 2014 (Převzato z Our World in Data 2022).

Větší velikost těla u obojživelníků sice není spojena s vyšším úspěchem v rámci usazení na nové lokalitě, ale je spojena s vyšší pravděpodobností vypuštění zvířete do volnosti a také vede potenciálně k více negativním efektům na stanovišti (Stringham & Lockwood 2018). Bohužel řada majitelů zvířat vždy určitý podíl chovaných jedinců vypustí do přírody (Gippet & Bertelsmeier 2021) a řada vypuštění proběhne v městských aglomeracích, kde vzhledem k vysoké hustotě obyvatel je i vysoká pravděpodobnost vypuštění daného druhu více lidmi nezávisle na sobě (Lockwood et al. 2019). Také přísné zákazy v kombinaci s tresty mohou vést k vypouštění zvířat jejich majiteli tak, aby se případně zbavili problémů, vyplývajících z vlastnictví takovýchto druhů, a stejně tak i nulová pravidla v oblasti obchodu se zvířaty mohou mít podobně negativní důsledky (Patoka et al. 2018). Riziko vypuštění je vyšší zejména u druhů velkých a dlouhověkých, u nichž se časem stává obtížné poskytnout jim vhodné chovatelské podmínky vzhledem k jejich velikosti, a také u druhů, které se obchodují za nízké ceny ve velkém množství (Stringham & Lockwood 2018). Naopak menší druhy obojživelníků jsou úspěšnější stran založení nových životaschopných populací a v jejich usazení na nových lokalitách a častěji uniknou samovolně do volné přírody, protože je obtížnější je vzhledem k drobným rozměrům detekovat (Stringham & Lockwood 2018).

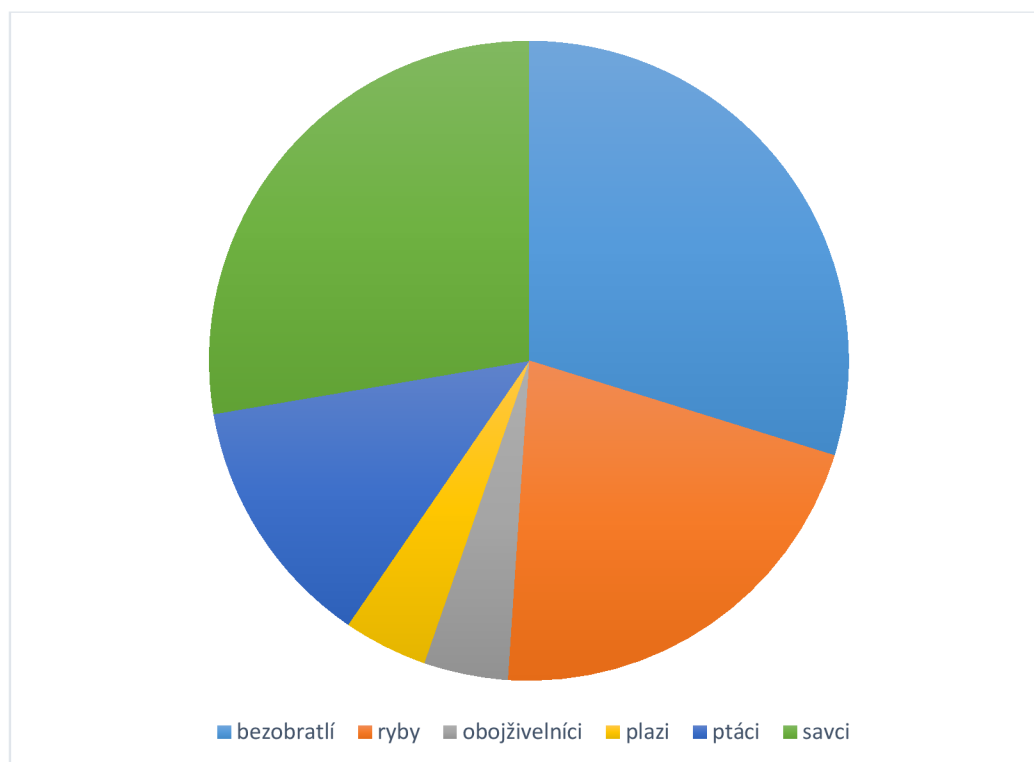
3.6 Legislativa vztahující se k invazivním obojživelníkům

Na mezinárodní úrovni se problematikou nepůvodních a invazivních druhů zabývá „Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020“ z Nagojské konference, jež se konala v roce 2010, přičemž tento strategický plán si kladl za cíl identifikovat a prioritizovat nepůvodní invazní druhy do roku 2020, kdy výstupem měla být kontrola a eradikace těchto druhů a zavedení preventivních opatření proti jejich introdukci a usazení (LIFE CROAA 2022a). Právě nepůvodní invazní druhy byly zařazeny do strategických cílů sekce B tohoto plánu, ke snížení tlaku na biodiverzitu a k podpoře udržitelného využívání, kam mimo jiné spadají i další kategorie, jako ztráta přirozený stanovišť, akvakultura, rybolov, zemědělství, či znečištění životního prostředí (Convention on Biological Diversity 2022).

Na evropské úrovni je z hlediska invazní biologie a legislativy důležitým krokem implementace nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření nepůvodních invazních druhů (Eur-lex 2022). Nařízení stanovuje základní pravidla vztahující se k nejvíce problematickým druhům z hlediska EU, zavádí kritéria hodnocení rizik, stanovuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, ukládá omezení, povinnost sledování, eradikaci či regulaci nově zjištěných nebo široce rozšířených invazních druhů (MŽP 2022). V souvislosti s nařízením EU č. 1143/2014 byl vytvořen seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, přičemž podmínkou přijetí druhu je jeho nepůvodnost na celém území EU, prokazatelná schopnost přežít a šířit se na území alespoň dvou států EU a pravděpodobnost negativních dopadů druhu v oblastech biologické rozmanitosti, lidského zdraví či hospodářství, tedy pro každý druh musela být předem vypracována analýza rizik (AOPK 2022). Na organismy, jež se octnou na výše zmíněném seznamu druhů, se vztahuje zákaz introdukce, dovozu na území EU, zákaz přepravy, prodeje, výměny, použití, nákupu druhu na území EU, dále pokud se druh vyskytne ve volné přírodě je možno přikročit k jeho odchytu nebo eradikaci a také tento zákon umožňuje kontroly na vnitrostátní úrovni a ukládá tresty odnětí svobody až na dva roky a pokutu 150 000 € za jeho porušení (LIFE CROAA 2022a). Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii byl již několikrát aktualizován a doplněn, kdy prvotní dokument z roku 2016 obsahoval 37 druhů rostlin a živočichů, v roce 2017 bylo přidáno dalších 17 druhů, v roce 2019 se rozšířil o 12 druhů a v roce 2022 o dalších 22 druhů, přičemž tři z nich mají odloženou platnost do roku 2024, resp. roku 2027 (AOPK 2022). Výjimky z tohoto unijního seznamu platí pro účely výzkumu, ochrany ex-situ či lékařské účely (MŽP 2022), zájmovým chovatelům je umožněno si živočichy ponechat do konce jejich přirozeného života a komerčním subjektům vyčerpát zásoby do dvou let od zařazení druhu na seznam (AOPK 2022). Aktuálně se na seznamu nachází 26 druhů suchozemských rostlin, 15 druhů vodních rostlin, 14 druhů bezobratlých a 31 druhů obratlovců, přičemž pouze dva druhy z jsou zástupci batrachofauny, a to *Xenopus laevis* a *Lithobates catesbeianus* (AOPK 2022). Rozložení jednotlivých taxonů živočichů podléhajících regulaci EU udává obr. 5.

Na evropské úrovni je též regulováno využívání nepůvodních druhů v oblasti akvakultury, tedy hospodářské produkce ryb a dalších vodních organismů nařízením Evropského parlamentu a Rady EU č. 708/2007 Sb. o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře, jehož cílem je udržitelnost akvakultury a minimalizace možných negativních vlivů na biologickou rozmanitost (MŽP 2022). Z tohoto nařízení jsou pak

vyňata uzavřená zařízení akvakultury, chov okrasných vodních živočichů a rostlin v obchodech se zvířaty, v zájmovém chovu, v zahradních centrech izolovaných zahradních jezírcích nebo akváriích splňujících unijní předpisy (AOPK 2022a)



Obr. 5 Zastoupení jednotlivých taxonů živočichů, jejichž zástupci jsou regulováni legislativou EU dle seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (Data převzata z AOPK 2022).

V České republice od 1. 1. 2022 vešel v platnost Zákon č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů EU v oblasti invazních nepůvodních druhů, tedy novelizace se dotkla všech zákonů zmíněných dále (MŽP 2022). Na národní úrovni je stěžejní zákonem problematiky invazní druhů Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, jež vychází z výše zmíněných evropských nařízení a zabývá se problematikou na třech úrovních, tedy nepůvodních druhů obecně, invazních druhů z unijního seznamu a cizích druhů v akvakultuře AOPK 2022b). Invazní druhy z pozice škůdců a škodlivých organismů předkládá Zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a Vyhláška č. 215/2008 Sb. o opatření proti zavlečení a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů (AOPK 2022b). Další právní předpisy, jež se vztahují k invazním druhům je Zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání (MŽP 2022), který nově uvádí jako důvod k usmrcení také eradikaci a stanovuje zakázané způsoby odchyty či usmrcování těchto druhů (AOPK 2022b), dále Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti (MŽP 2022), jež stanovuje vybrané nepůvodní druhy, jež mohou být loveny (AOPK 2022b). Dalším zákonem vztahujícím se k nepůvodním druhů v ČR je také Zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon (MŽP 2022), který v § 35, odst. 3 zakazuje „vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprovořených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního

úřadu“ (AOPK 2022). A v neposlední řadě to této regulace patří i lesní zákon, Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích (MŽP 2022), který ukládá vlastníkovi lesa „povinnost provádět taková opatření, aby se předcházelo a zabránilo působení škodlivých činitelů na les“ (AOPK 2022b).

4 Metodika

4.1 Výběr hodnocených druhů

Seznam druhů třídy Amphibia, jež je předmětem této práce, byl sestaven podle nejčastěji obchodovaných druhů obojživelníků v rámci Evropské unie. Seznam byl sestaven na základě druhů v Arena et al. (2012) a aktuálních obchodních nabídek pěti předních českých velkoobchodníků se zvířaty v ČR a domácími chovateli v roce 2014 (Kopecký et al. 2016).

Shromážděná data byla dále tříděna, bylo získáno celkem 95 druhů obchodovaných obojživelníků v EU a ze seznamu druhů byly vyřazeny ty druhy, jejichž přirozeným areálem výskytu je některá ze členských zemí Evropské unie, nebo druhy, jejichž dostupnost na trhu byla velmi ojedinělá (Kopecký et al. 2016). Z cílového regionu, tj. území Evropské unie, byla pro účel této studie, vyřazena zámořská území Francie a Velké Británie, z důvodů geografické odlehlosti (Kopecký et al. 2013, 2016, 2019). Naopak na seznam zkoumaných druhů byl přidán *Pelophylax saharicus*, kvůli možné záměně s jinými zástupci rodu a *Rhaebo blombergi*, *Lithobates pipiens* a *Lithobates clamitans* byli na seznam přidáni kvůli obchodování s těmito druhy v minulosti (Kopecký et al. 2016).

Celkový počet vybraných zástupců pro hodnocení ve screeningových programech byl 53, přičemž 44 zástupců z řádu Anura v 16 čeledích, tři zástupci z řádu Ambystomatoidea v jedné čeledi a šest zástupců z řádu Salamandroidea v jedné čeledi. Kompletní přehled hodnocených zástupců udávají tab. 1,2,3 v příloze I.

4.2 Metody použité k posouzení rizika

V této práci byla použita kvantitativní metoda hodnocení rizika usazení na území Evropské unie dle modelu Van Wilgen & Richardson (2012). Pro posouzení klimatické shody mezi areálem výskytu druhů a klimatickými podmínkami v rámci zkoumaného regionu, tj. Evropské unie byl použit program Climatch v1.0 (Bureau of Rural Sciences 2008).

4.2.1 Program Climatch v1.0

Program Climatch v1.0 je volně přístupný software, dostupný na <https://climatch.cpl.agriculture.gov.au/>. Principem programu je možnost porovnání klimatu vybraných oblastí, tedy oblastí areálu výskytu daných druhů s cílovým regionem, tj. v případě této práce Evropské unie. Práce s programem probíhala tak, že nejprve byl zadán target region (cílový region), pomocí předem označených klimatických stanic na celém územím Evropské unie, vyjma zámořský území Velké Británie a Francie. Dokument s předem označenými klimatickými stanicemi se nahrál ve formě cml dokumentu do sekce target region. Dále se v sekci target region zvolil data set world stations (světové stanice). Poté se v oblasti source region (zdrojová oblast) označily všechny klimatické stanice, které odpovídali areálu výskytu každého jednotlivého druhu. Areál výskytu každého druhu pak vycházel z jednotlivých map rozšíření, vyjma oblastí, kde byl případně již druh introdukovan nebo zavlečen. Vyhodnocení klimatické shody pomocí run match, pak každý druh získal konkrétní hodnoty počtů stanic s

klimatickou shodou. Klimatická shoda, je v programu označena stupnicí od nuly do deseti. Pro klimatickou shodu s regionem Evropské unie tedy všechny výsledné klimatické stanice, jež získali skóre z této stupnice šest a více. Čím více stanic se skoré šest a více, tím vyšší klimatická shoda přirozeného areálu výskytu s cílovým regionem EU pro každý konkrétní druh. Rozmístění 1143 klimatických stanic v regionu EU udává obr. 6.



Obr. 6 Klimatické stanice regionu EU, v celkovém počtu 1143 v programu Climatch.

4.2.2 Model Van Wilgen & Richardson

Model Van Wilgen & Richardson byl vytvořen v roce 2012 za účelem predikce potenciálního usazení nepůvodních druhů plazů a obojživelníků a může sloužit jako prevence introdukcí nepůvodních invazivních druhů živočichů (Wilgen & Richardson 2012). Tato metoda má definovaných celkem devět proměnných, tedy faktorů, jež jsou programem číselně hodnoceny a jejich vyhodnocení probíhá pomocí statistické metody Boosted Regression Trees (BRT) (Van Wilgen & Richardson 2012). Přehled hodnocených proměnných uvádí tab. 2.

Model nabízí dva způsoby hodnocení, konkrétně označené jako „Route 1“ a „Route 2“. To, zda využít první nebo druhý způsob hodnocení, závisí na dostupnosti informací o fylogenezi, kdy „Route 1“ potřebuje k výpočtu fylogenetickou vzdálenost druhu k jejich nejbližším příbuzným, jež jsou původní pro danou lokalitu a průměrnou fylogenetickou vzdálenost ke všem regionálním taxonům, jež se nacházejí se společně se zkoumaným druhem ve stejné přídě. Toto představuje značný problém, jelikož informace stran fylogeneze a fylogenetických vzdáleností nejsou dostupné pro všechny zkoumané druhy (Wilgen & Richardson 2012), a tak právě „Route 2“ představuje vhodnější alternativu, kdy je číselně ohodnoceno, zda zkoumaný druh má příbuzné druhy v dané lokalitě, kteří jsou s ním ve společném taxonu, tj. rodu, čeledi, řádu nebo třídě. Z výše zmíněných důvodů tak byla vybrána pro hodnocení zkoumaných druhů „Route 2“.

Tab. 2 Přehled jednotlivých proměnných, jež jsou hodnoceny v modelu Van Wilgen & Richardson (Převzato z Van Wilgen & Richardson 2012)

-
1. Průměrná fylogenetická vzdálenost ke všem příbuzným druhům, jež jsou v místě původní svým výskytem.
 2. Průměrná klimatická shoda v místě introdukce.
 3. Množství snůšek nebo počet reprodukcí za jeden rok.
 4. Maximální klimatická shoda v místě introdukce.
 5. Životní forma, tedy zda se jedná o krokodýly (=1), ještěry (=2), hady (=3), želvy (=4), obojživelníky (=5) či žáby (=6).
 6. Věk dosažení pohlavní dospělosti v měsících.
 7. Průměrná velikost snůšky.
 8. Průměrná fylogenetická vzdálenost od nejbližšího příbuzného, jenž je v místě původní svým výskytem.
 9. Číselně vyjádřené celkové množství introdukcí daného druhu.
-

Route 2 počítá s celkem 6 proměnnými, tedy životní formou, klimatickou shodou, příbuzností s regionální biotou, počtem introdukcí daného druhu, věkem pohlavní dospělosti a počtem snůšek/vajíček či počtem mláďat vyprodukovaných za jeden rok. Každá proměnná se pak rovná jedné otázce v daném modelovém programu.

Otázka č. 1: „Jaká je životní forma daného druhu“

V této otázce je možno navolit taxonomickou příslušnost daného druhu. Dle van Wilgen & Richardson (2012) je u žab a ještěrů vyšší pravděpodobnost usazení, než například u želv a hadů. Každý taxon tak má svou vlastní hodnotu proměnné, která se doplňuje do modelového programu. Zástupci ocasatých obojživelníků mají tuto číselnou hodnotu rovnou pěti a zástupci žab mají tuto číselnou hodnotu rovnou šesti. Tato číselná hodnota se nezapočítává přímo do celkového výsledku, ale byla navržena k doplňkovému vyhodnocení rizika u každého zástupce v modelovém programu. Pro tuto interpretaci výsledků nabízí model již zpracovanou tabulku hodnocení, kterou udává Obr. 7.

Otázka č. 2: Jaká je klimatická shoda pro daný druh napříč zkoumanou oblastí?

Tato otázka byla hodnocena na základě výsledků, získaných z programu Climatch viz Kapitola 4.2.1 Climatch v1.0 a na základě podkladových map areálu přirozeného výskytu každého z hodnocených druhů. Příklad mapy areálu přirozeného výskytu použité pro hodnocení v programu Climatch udává obr. 8. Pro vyhodnocení rizika pak byly použity všechny stanice s klimatickou shodou s cílovým regionem EU, tedy stanice, jež získaly skóre hodnocení šest až deset. Pro každou kategorii stanic ohodnocených výše zmíněným skóre, byla stanovena číselná hodnota vyjadřující váhu klimatické shody. Tedy pro stanice v kategorii ohodnocené skórem šest, byla udělena váha rovna jedné, pro stanice kategorie ohodnocené skórem sedm byla udělena váha rovna dvěma, pro stanice v kategorii ohodnocené skórem osm byla udělena váha tři, pro stanice v kategorii ohodnocené skórem devět váha rovna čtyřem a pro stanice kategorie ohodnocené skórem deset byla udělena váha rovna pěti. Počet stanic v každé výše zmíněné kategorii se pak vynásobil číselnou hodnotou váhy pro každou kategorii, tedy jedna až pět a výsledek se vydělil počtem klimatických stanic EU, tedy číslem 1143. Výsledkem byla číselná

hodnota, pohybující se v rozmezí od 0 do 1, jež se zadávala do programu Van Wilgen & Richardson. Modelový výstup z programu Climatch uvádí obr. 9.

Otázka č. 3 a 4 se zabývá fylogenetickou vzdáleností mezi druhem a jeho nejbližšími příbuznými v daném regionu a průměrnou fylogenetickou vzdáleností ke všem regionálním taxonům v rámci společné třídy se zkoumaným druhem. Tyto otázky jsou součástí Route 1 a právě pro obtížnost získání těchto informací u všech druhů, nebyla Route 1 použita k hodnocení.

Otázka č. 5: Pokud nejsou dostupné informace o fylogenezi, má druh nejbližší regionální příbuzné v tomtéž rodu, podčeledi, čeledi, nadčeledi, infrařádu, podřádu, řádu, podtřídě či třídě?

Pro každou taxonomickou jednotku byla určena číselná hodnota, vyjadřující váhu míry příbuznosti. Tedy pokud zkoumaný druh pochází z rodu, jehož zástupci se v rámci zkoumaného regionu EU přirozeně vyskytují, obdržel takovýto druh hodnocení rovné číslu jedna. Pokud druh má na zkoumaném území nejbližší příbuzné v téže podčeledi, obdržel hodnocení rovné číslu dva. Podrobné hodnocení udává tab. 3.

Otázka č. 6: Kolik introdukcí proběhne v následujících pěti letech?

V této otázce jsem počítala s celkovým počtem úspěšných introdukcí, jež byl v minulosti u daného druhu zaznamenán. Konkrétní počty jednotlivých událostí pro každý druh jsem čerpala z Kraus Herp Database (Kraus 2009). Pro jednotlivé počty introdukcí byly stanoveny číselné hodnoty, jak uvádí tab. 4.

Tab. 3 Číselné hodnoty přiřazované k jednotlivým druhům na základě nejbližších regionálních příbuzných v daném taxonu.

PŘÍBUZNÉ DRUHY V TAXONU	PŘÍRAZENÁ ČÍSELNÁ HODNOTA
Rod	1
Podčeleď	2
Čeleď	3
Nadčeleď	4
Infrařád	5
Podřád	6
Řád	7
Podtřída	8
Třída	9

Otázka č. 7: V jakém věku (vyjádřeném v měsících) druh pohlavně dospívá?

Otázka č. 8: Kolik snůšek vajíček nebo kolik mláďat vyprodukuje jedinec daného druhu za jeden rok?

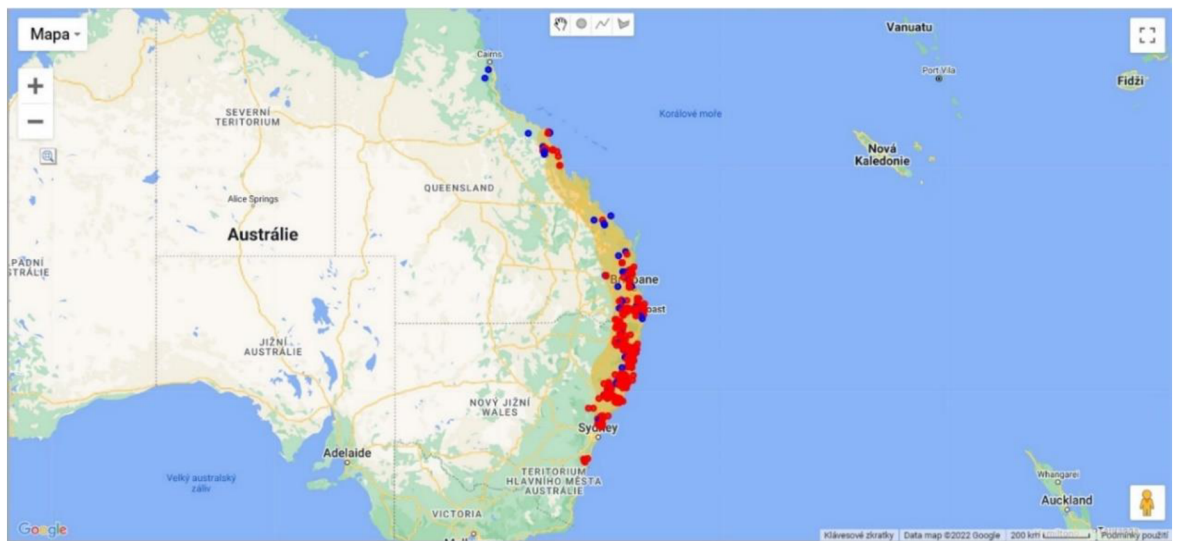
Data k podložení odpovědí u otázek číslo sedm a osm jsem vyhledávala pro každý druh jednotlivě v konkrétních člancích či studiích. Pokud nebyla k dispozici data pro daný druh, používala jsem data dostupná pro fylogeneticky nejbližší druh, případně data, jež byla dostupná pro jiné zástupce téhož rodu, čeledi či řádu. U otázky číslo sedm pak byl očekávaný interval hodnot větší než nula a pravděpodobně ne větší než 144, u otázky číslo osm pak byl očekávaný interval hodnot větší než nula a pravděpodobně ne větší než 18.

Take your total score and interpret as follows for route 2	1 < score < 2	2 < score < 3	3 < score < 4	4 < score < 5	5 < score < 6	6 < score < 7	7 < score < 8	8 < score < 9	9 < score <= 10
	Crocodile	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	HIGH	HIGH	HIGH	HIGH	HIGH
Lizard	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Snake	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH	HIGH	VERY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Turtle	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Salamander	EXTREMELY LOW	EXTREMELY LOW	LOW	MODERATE	HIGH	VERY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
Frog	EXTREMELY LOW	MODERATE	HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH	EXTREMELY HIGH
RISK OF INTRODUCING A SPECIES (Based on data above)				EXTREMELY LOW	LOW	MODERATE	HIGH	VERY HIGH	EXTREMELY HIGH
RISK CATEGORIES CAN BE ALTERED ACCORDING TO ACCEPTABLE RISK AND GRIDS BELOW RE-EVALUATED				100 % failed	<10% established	10-30% established	31-50% established	51-70% established	71-100 % established

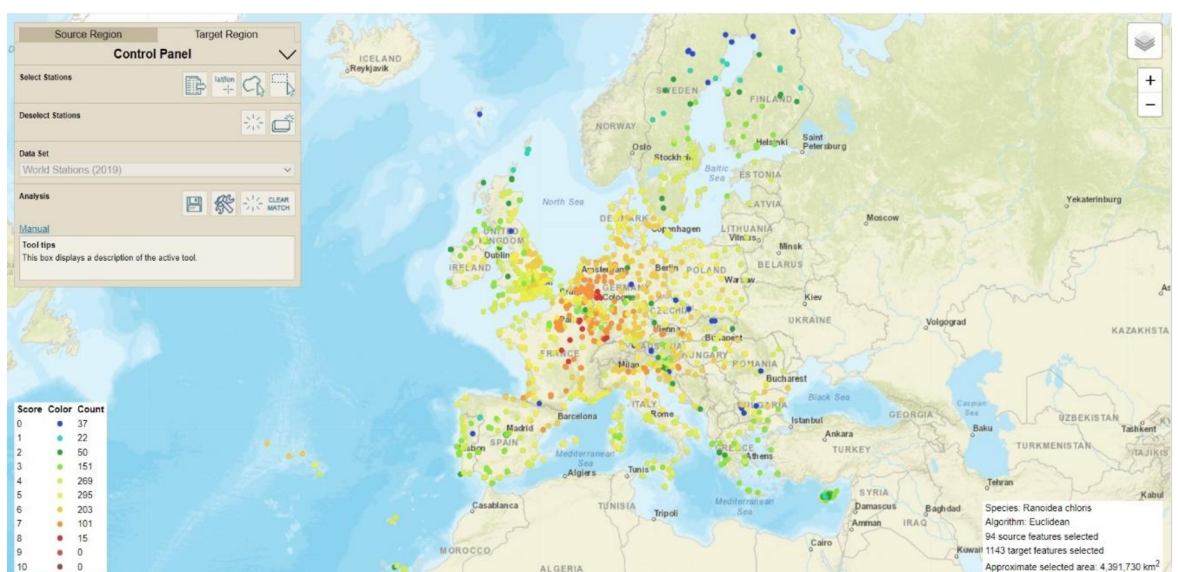
Obř. 7 Výsledky pro dodatečnou interpretaci a hodnocení rizika dle získaného skóre v modelu van Wilgen & Richardson (Převzato z van Wilgen & Richardson 2012).

Tab. 4 Přirazené číselné hodnoty na základě množství jednotlivých introdukčních událostí pro daný druh, dle dat dostupných v Kraus Herp Database (Kraus 2009).

POČET INTRODUKČÍ DRUHU CELKEM	PŘIDĚLENÁ ČÍSELNÁ HODNOTA
0 událostí	0
1 událost	1
2-9 událostí	2
10 a více událostí	3



Obr. 8 Mapa přirozeného areálu výskytu druhu *Ranoidea chloris* (použitá v programu Climatch (Převzato z AmphibiaWeb 2022d).



Obr. 9 Modelový výstup z programu Climatch druhu *Ranoidea chloris*.

5 Výsledky

V této práci bylo hodnoceno celkem 53 zástupců, z toho 44 zástupců z řádu Anura a devět zástupců z řádu Caudata. Celkový přehled výsledků udávají Tab. 5 a Tab. 6.

Celkem osm zástupců z řádu Anura, tj. 18,2 % všech hodnocených druhů, získalo hodnocení rizika „extremely high“. Celkem 22 zástupců z řádu Anura, tj. 50 % všech hodnocených zástupců, získalo hodnocení rizika „high“. Celkem 13 zástupců řádu Anura, tj. 29,5 % všech hodnocených druhů, získalo hodnocení „moderate“. Pouze jeden zástupce řádu Anura, tj. 2,3 % všech hodnocených druhů, získalo hodnocení „extremely low“. Vůbec nejvyšší hodnoty finálního skóre dosáhl druh *Xenopus laevis*, konkrétně s hodnotou 5,68. Druhé nejvyšší hodnoty dosáhl druh *Kaloula pulchra*, konkrétně hodnoty 5,2. Třetí nejvyšší skóre získal druh *Lithobates pipiens*, s hodnotou 5,08. Dalšími druhy s extrémním rizikem v hodnocení byly další zástupci rodu *Lithobates*, konkrétně *Lithobates catesbeianus* s hodnotou 4,9 a *Lithobates clamitans* s hodnotou 4,66. Do kategorie s extrémním rizikem se zařadili také druhy *Pseudacris regilla* a *Dryophytes cinereus* se shodným hodnocením 4,12 a druh *Hymenochirus curtipes* s finálním skóre 4,08.

Celkem sedm zástupců z řádu Caudata, tj. 77,8 % všech hodnocených druhů, bylo hodnoceno s rizikem „extremely low“, jeden zástupce řádu Caudata, tj. 11,1 % všech hodnocených druhů, získal hodnocení rizika „moderate“ a jeden zástupce řádu Caudata, tj. 11,1 % všech hodnocených druhů, získal hodnocení rizika „high“. Nejvyšší hodnoty finálního skóre dosáhl druh *Ambystoma tigrinum* o hodnotě 5,26. Druhé nejvyšší hodnoty finálního skóre 4,38 dosáhl druh *Ambystoma mexicanum*. Třetí nejvyšší hodnocení o hodnotě finálního skóre 2,59 pak obdržel zástupce *Ambystoma maculatum*.

Tab. 5 Tabulka výsledků hodnocených zástupců řádu Anura pomocí metody van Wilgen & Richardson.

HODNOCENÍ ZÁSTUPCI ŘÁD ANURA	FINÁLNÍ SKÓRE	INTERPRETACE VÝSLEDKU
<i>Adelphobates galactonotus</i>	3,3	HIGH
<i>Agalychnis callidryas</i>	2,2	MODERATE
<i>Allobates femoralis</i>	3,48	HIGH
<i>Ameerega trivittata</i>	3,48	HIGH
<i>Bombina orientalis</i>	2,76	MODERATE
<i>Ceratophrys ornata</i>	2,22	MODERATE
<i>Dendrobates auratus</i>	3,7	HIGH
<i>Dendrobates leucomelas</i>	3,12	HIGH
<i>Dryophytes cinereus</i>	4,12	EXTREMELY HIGH
<i>Dryophytes versicolor</i>	3,12	HIGH
<i>Dyscophus antongilii</i>	3,3	HIGH
<i>Eleutherodactylus martinicensis</i>	3,48	HIGH
<i>Hymenochirus curtipes</i>	4,08	EXTREMELY HIGH

Tab. 5 Tabulka výsledků hodnocených zástupců řádu Anura pomocí metody van Wilgen & Richardson.

HODNOCENÍ ZÁSTUPCI ŘÁD ANURA	FINÁLNÍ SKÓRE	INTERPRETACE VÝSLEDKU
<i>Hyperolius fusciventris</i>	3,48	HIGH
<i>Hyperolius tuberilinguis</i>	3,48	HIGH
<i>Kaloula pulchra</i>	5,2	EXTREMELY HIGH
<i>Kassina maculata</i>	2,94	MODERATE
<i>Kassina senegalensis</i>	2,94	MODERATE
<i>Leptopelis flavomaculatus</i>	2,94	MODERATE
<i>Lithobates catesbeianus</i>	4,9	EXTREMELY HIGH
<i>Lithobates clamitans</i>	4,66	EXTREMELY HIGH
<i>Lithobates pipiens</i>	5,08	EXTREMELY HIGH
<i>Megophrys nasuta</i>	3,12	HIGH
<i>Microhyla pulchra</i>	3,66	HIGH
<i>Nyctixalus pictus</i>	3,24	HIGH
<i>Odorrana hosii</i>	1,08	EXTREMELY LOW
<i>Oophaga pumilio</i>	3,48	HIGH
<i>Pelophylax saharicus</i>	2,62	MODERATE
<i>Phyllobates vittatus</i>	3,48	HIGH
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	2,58	MODERATE
<i>Polypedates leucomystax</i>	3,94	HIGH
<i>Pseudacris regilla</i>	4,12	EXTREMELY HIGH
<i>Ptychadena mascareniensis</i>	3,94	HIGH
<i>Pulchrana signata</i>	2,4	MODERATE
<i>Pyxicephalus adspersus</i>	2,76	MODERATE
<i>Ranitomeya reticulata</i>	3,36	HIGH
<i>Ranoidea caerulea</i>	2,04	MODERATE
<i>Ranoidea chloris</i>	2,22	MODERATE
<i>Rhacophorus nigropalmatus</i>	3,48	HIGH
<i>Rhacophorus reinwardtii</i>	3,48	HIGH
<i>Rhaebo blomeri</i>	2,04	MODERATE
<i>Rhinella marina</i>	3,82	HIGH
<i>Theloderma asperum</i>	3,48	HIGH
<i>Xenopus laevis</i>	5,68	EXTREMELY HIGH

Tab. 6 Tabulka výsledků hodnocených zástupců řádu Caudata pomocí metody van Wilgen & Richardson.

HODNOCENÍ ZÁSTUPCI ŘÁD CAUDATA	FINÁLNÍ SKÓRE	INTERPRETACE VÝSLEDKU
<i>Ambystoma maculatum</i>	2,59	EXTREMELY LOW
<i>Ambystoma mexicanum</i>	4,38	MODERATE
<i>Ambystoma tigrinum</i>	5,26	HIGH
<i>Cynops pyrrhogaster</i>	1,68	EXTREMELY LOW
<i>Hypselotriton orientalis</i>	1,68	EXTREMELY LOW
<i>Neurergus strauchii</i>	1,32	EXTREMELY LOW
<i>Paramesotriton chinensis</i>	0,78	EXTREMELY LOW
<i>Paramesotriton labiatus</i>	1,32	EXTREMELY LOW
<i>Tylototriton verrucosus</i>	1,32	EXTREMELY LOW

6 Diskuze

Dva druhy, jež byly rizikově vyhodnoceny v rámci této práce, *Xenopus laevis* a *Lithobates catesbeianus*, se již nachází na seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, jejichž přeprava, prodej, výměna, použití či nákup na území EU je zakázán nařízením Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření nepůvodních invazních druhů (Eur-lex 2022). Dalšími druhy, jež byly vyhodnoceny s možností extrémního rizika usazení na území EU, jsou dva zástupci z čeledi *Ranidae* (Biolib 2023d), konkrétně *Lithobates pipiens* a *Lithobates clamitans*, *Kaloula pulchra* z čeledi *Microhylidae* (Biolib 2023ch), dva zástupci čeledi *Hylidae* (Biolib 2023a), konkrétně *Dryophytes cinereus* a *Pseudacris regilla* a jeden druh čeledi *Pipidae* (Biolib 2023i), *Hymenochirus curtipes*.

Vůbec nejvyššího rizikového hodnocení dosáhl druh *Xenopus laevis*, jež získal vysokou klimatickou shodu v celkem 98 klimatických stanicích EU. Za vysoce rizikovým hodnocením stojí i časná pohlavní dospělost od 10. měsíce věku a až čtyři snůšky za jeden rok (Animal Diversity Web 2023f). Také fylogenetická vzdálenost od rezidentních taxonů, vedla k vysokému hodnocení rizika, přičemž nejbližší příbuzní rezidenti tohoto druhu se řadí do podřádu *Mesobatrachia* (Biolib 2023g). Právě časná pohlavní dospělost a fylogenetická vzdálenost od rezidentních taxonů, jsou dle Wilgen & Richardson (2012) klíčem k úspěšnému usazení druhu, což vysvětluje, proč právě *X. laevis* byla jejich modelovým programem vysoce rizikově hodnocena. Dalším klíčovým faktorem pro usazení v nové oblasti je dle Wilgen & Richardson (2012) také „propagule pressure“, tedy čím více exemplářů daného druhu se dostane opakovaně do nové lokality, tím je vyšší šance na úspěšné založení populace v daném místě. Krasu Herp Database (2009) udává celkem 22 úspěšných introdukčních událostí pro tento druh a právě *X. laevis* byla historicky vysoce využívaným laboratorním druhem pro testování gravidity, což napomohlo jejímu hojnému šíření již od první poloviny 20. století (Kopecký et al. 2016).

Druhé nejvyšší skóre z hlediska rizikového hodnocení získal druh *Kaloula pulchra*, přes to, že klimatická shoda byla velmi nízká. Jak uvádějí Wilgen & Richardson (2012), klimatická shoda je sice důležitá, ale daleko signifikantnějšími proměnnými, které stojí za úspěšným usazením druhu, je dle nich věk při dosažení pohlavní dospělosti a fylogenetická vzdálenost od rezidentních taxonů. Problémem může být vyhodnocení otázky týkající se počtu snůšek za sezónu, kdy nebyl dostupný přesný číselný údaj. Jak se již shodlo více autorů řady studií na téma invazí, největším problémem při předpovědích invazivity druhu, je nedostatek dat a fakt, že mnoho druhů není dostatečně prozkoumáno (Measey et al. 2016; Wilgen & Richardson 2012; Bomford et al. 2009). Výsledný počet snůšek k hodnocení byl stanoven na pět, dle informací od Berry (1964). Pokud bychom otázku podložili dostupnými údaji jiných druhů z čeledi *Microhylidae*, u nichž byl reportován například počet snůšek dvě a více za sezónu (Dei et al. 1994), výsledné skóre druhu by kleslo z 5,2 na 4,66, tedy *K. pulchra* by stále patřila mezi nejrizikověji hodnocené zástupce.

Všichni hodnocení zástupci rodu *Lithobates*, se také zařadili k nejrizikověji hodnoceným druhům této práce. Jak uvádějí Tingley et al. (2010), introdukované druhy obojživelníků jsou zpravidla větší tělesné velikosti, obývají vyšší nadmořské výšky ve svých původních areálech výskytu a je u nich pravděpodobnější, že pocházejí ze severní polokoule. Společným faktorem

v hodnocení těchto druhů, byla zejména vysoká klimatická shoda s regionem EU, která byla také nejvyšší klimatickou shodou u všech hodnocených druhů v této práci. Například *L. catesbeianus* se klimaticky shodoval s celkem 840 klimatickými stanicemi EU. Všichni zástupci rodu *Lithobates*, ale získali nízké skóre v hodnocení fylogenetické příbuznosti s taxony v rizikové oblasti, což snížilo výsledné hodnocení. Jak uvádění Wilgen & Richardson (2012), druhy, které mají blízké příbuzné taxony v rizikové oblasti, se usazují s menší pravděpodobností než druhy, které mají v rizikové oblasti rezidenty z fylogeneticky vzdálených taxonů. Všichni hodnocení zástupci daného rodu měli také záznamy o úspěšných introdukčních událostech v Kraus Herp Database (2009). Vůbec nejvyššího počtu úspěšných introdukčních událostí dosáhl *L. catesbeianus* dle Kraus Herp database (2009) v celkem 41 případech. Jak *L. clamitans* tak druh *L. pipiens* dospívají časněji oproti *L. catesbeianus*, což napomohlo druhu *L. pipiens*, zařadit se mezi první tři nejrizikověji hodnocené zástupce vůbec a přeskočil tak v hodnocení i již známý invazní druh *L. catesbeianus*. Tyto výsledky také podporují i vysoce rizikové hodnocení obou druhů *L. pipiens* a *L. clamitans* ve studii týmu Kopecký et al. (2016), kteří uvádějí, že právě *L. pipiens* má invazní potenciál v EU a dle jejich výsledků, stejně jako pro *L. catesbeianus*, tak i pro *L. pipiens* existuje velmi vážné riziko možnosti usazení druhu na evropském kontinentu. Kopecký et al. (2016) také zmiňují možnost invazního potenciálu u druhu *Pelophylax saharicus*, jež získal v jejich rizikovém hodnocení vysoké skóre, jeho dovoz do EU je stále povolen a ve volné přírodě evropského kontinentu se přirozeně rod *Pelophylax* vyskytuje. V modelu Wilgen & Richardson (2012), blízké příbuzné druhy na nové lokalitě stojí za menším úspěchem usazení nově přichozích druhů, kdy vysvětlením může být kompetitivní vyloučení, šíření nemocí mezi blízké příbuznými taxony apod. Avšak Kopecký et al. (2016) citují Tingley et al. (2010), kteří uvádějí, že u obojživelníků bylo spočítáno, že úspěšnost usazení se zvyšuje, pokud se v místech vysazení vyskytují druhy ze stejného rodu. Jediné kritérium, ve kterém se odlišuje *P. saharicus* od většiny rizikově vyhodnocených druhů, je právě příbuznost s rezidentními taxony a zde záleží na teorii, ke které se přikloníme. Pokud bychom přihlíželi k této hypotéze Tingley et al. (2010), *P. saharicus* by představoval například obdobné riziko, jako rizikové vyhodnocení zástupci čeledi *Microhylidae* v této práci.

Wilgen & Richardson (2012) uvádějí, že klimatická shoda a reprodukční potenciál hraje zásadní roli v usazení žab a ještěřů na nové lokalitě, což potvrzuje i studie týmu Bomford et al. (2009), jež hodnotili riziko usazení pro 596 druhů herpetofauny a batrachofauny a jako klíčový faktor pro posouzení rizika u ektotermních živočichů zvolili právě klimatickou shodu. Stejně tak Measey et al. (2016) zmiňují, že klíčovými vlastnostmi pro invazi, je kromě velikosti těla a plodnosti u obojživelníků také klimatická shoda. Někteří vybraní zástupci čeledi *Hylidae* hodnocení v této práci, získali vysokou klimatickou shodu s regionem Evropské Unie, konkrétně druh *Dryophytes cinereus*, *Dryophytes versicolor* a *Pseudacris regilla*. *Dryophytes cinereus* i *Pseudacris regilla* se zařadili mezi hodnocené zástupce s extrémním stupněm rizika usazení v regionu EU. Získali vysoké hodnocení i díky časně pohlavní dospělosti a introdukčním událostem. „Propagule pressure“ u hodnocených zástupců čeledi *Hylidae* je sice podstatně nižší než například u hodnocených zástupců rodu *Lithobates*, nicméně Adriaens, et al. (2013) uvádějí, že „propagule pressure“ nemusí být vždy limitujícím faktorem. Toto tvrzení podkládají příkladem počtu zakladatelů invazních populací *L. catesbeianus* na území Itálie a Francie, kdy stačilo méně než 6 samiček k založení nové populace a usazení na nepůvodní lokalitě.

Posledním druhem, který obdržel hodnocení „extremely high“ je *Hymenochirus curtipes*, který stejně jako např. *K. pulchra* nedosáhl žádné klimatické shody s regionem EU, avšak podobně jako *K. pulchra* či *X. laevis* je fylogeneticky vzdálený od rezidentních druhů. Otázky stran reprodukční biologie druhu byly podloženy dostupnými daty pro druh *Hymenochirus boettgeri*. Právě druhy jako jsou například zástupci rod *Hymenochirus*, by vzhledem ke své biologii a ekologii mohli na trhu nahradit zakázaný druh *X. laevis*, protože jak zmiňují Kopecký et al. (2019), legislativní předpisy mohou účinně zakázat obchod s některými druhy, ty však mohou být záhy na trhu nahrazeny druhy novými.

Naopak některé druhy, jako například *Rhinella marina*, se zařadil mezi průměrné hodnoty ostatních hodnocených druhů. *R. marina* i přes klimatickou shodu či introdukční události. Právě příbuzné taxony v čeledi *Bufo* (Biolib 2023f) a pouze jedna snůška za sezónu (Animal Diversity Web 2023e) snížily výsledné skóre. Nicméně právě počet snůšek u obojživelníků nemusí na první pohled poukazovat na plodnost u daného druhu. Otázka číslo osm, zaměřená na počet snůšek či mláďat za sezónu, představovala problematickou část programu. Z důvodů jednotné metodiky byl zadáván celkový počet snůšek za rok pro daný druh. Například u druhu *R. marina*, který klade jen jednu snůšku ročně, bylo v otázce osm dosaženo hodnocení pouze 0,06, ačkoliv samičky v této jedné snůšce mohou naklást i 30 000 vajíček (Animal Diversity Web 2023e). V kontrastu s tímto, jsou pak druhy jako *Allobates femoralis*, *Dendrobates leucomelas*, *Oophaga pumilio*, *Theloderma asperum* nebo zástupci rodu *Hyperolius*, kteří kladou vícekrát za sezónu, ale počet vajíček ve snůšce je podstatně nižší. Tyto druhy pak získali v otázce osm podstatně vyšší dílčí hodnocení rovné 0,6 z celkového skóre, ačkoliv celkový počet vajíček za sezónu je významně nižší než u druhů, jež kladou jednou až dvakrát, ale s extrémním množstvím vajíček ve snůšce. Measey et al. (2016) uvádějí, že klíčovým faktorem invaze je vysoká plodnost, konkrétně pro úspěšné usazení je u obojživelníků důležitá velikost snůšky, které také silně koreluje s velikostí těla samičky. Dle jejich studie, obojživelníci s větším množstvím potomků, mají také vyšší negativní vliv na nové lokality, tedy velikost snůšky silně koreluje i s negativním vlivem invazního druhu na stanovišti.

Jednoznačnou výhodou Route 2 modelu Van Wilgen & Richardson je, že se opírá pouze o šest hodnotících kritérií, což je pro hodnotitele výhodné z hlediska časové dotace, kdy v celkem krátkém čase lze rychle vyhodnotit riziko u jednotlivých hodnocených druhů, u nichž jsou dostupné základní informace. Na druhou stranu jen malá odchylka v zadaných parametrech může v každé jednotlivé otázce zásadně změnit výsledné hodnocení. Problém může nastat u druhů, pro něž nejsou dostupná všechna hodnocená data a je potřeba použít data fylogeneticky nejbližších taxonů, což ale může výsledek značně zkreslit. Další problematická část, je hodnocení invazních druhů celosvětově známých, pro které naopak existuje nepřehledné množství informací a studií, jak zmiňují Measey et al. (2016), kdy o několika nejnámějších invazních druzích světa je reportováno enormní množství článků, jež dokládají jejich negativních vliv v novém prostředí a protikladem jsou invazní druhy méně známé, pro které prakticky neexistují žádné dostupné informace o jejich negativním vlivu, což ovšem neznamená, že v nepůvodních oblastech nemají žádný vliv na rezidentní taxony či prostředí. Toto platilo zejména pro ocasaté druhy obojživelníků, kdy dostupných informací bylo ještě méně než pro žáby, a tak velká část otázek byla podložena daty pro jiné, fylogeneticky blízké taxony či taxony příbuzné, pro něž byla data dostupná. Stran výsledků hodnocení ocasatých

obojživelníků, nedosáhl žádný ze zástupců vysokého či extrémního rizika usazení v oblastech EU. Např. Kopecký et al. (2016) ve své práci uvádějí, že *Ambystoma maculatum* a *Ambystoma tigrinum* na základě hodnocení v programu Risk Assessment Model, by mohli mít potenciál usazení v oblastech EU. Právě Risk Assessment Model zohledňuje zejména klima, historické usazení druhu v jiné lokalitě a propagule pressure (Bomford et al. 2009). Van Wilgen & Richardson kladou důraz na věk pohlavní dospělosti a fylogenetické vzdálenosti od rezidentních druhů, shodují se ale s Bomford et al. (2009) na vlivu propagule pressure. V jejich modelu, který klade důraz na reprodukci, právě Caudata jsou hodnoceny jako méně úspěšné v usazení než třeba žáby, které dle Wilgen & Richardson (2012) naopak mají nejvyšší pravděpodobnost usazení ze všech zkoumaných taxonů batrachofauny a stojí tak v tomto modelu v protikladu k ocasatým obojživelníkům.

Protože se druhy *L. catesbeianus* i *X. laevis* již vztahuje zákonná regulace EU, v následující kapitole budou představeni riziková zástupci, na něž se tato legislativní regulace nevztahuje, ale získali v této práci extrémně vysoké riziko možného usazení v oblasti EU.

6.1 Vybraní rizikový zástupci

6.1.1 Parosnička nádherná (*Kaloula pulchra*)

Parosnička nádherná má nejbližší příbuzné druhy v oblasti evropského kontinentu až v podřádu Neobatrachia (Biolib 2023h) a jejíž přirozeným areálem výskytu je Bangladéš, Kambodža, Čína, Hong Kong, Indonésie, Malajsie, Myanmar, Singapur, Thajsko, Laos a Viet Nam (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022b). Kraus Herp database (2009) uvádí celkem sedm případů introdukcí, z toho čtyři úspěšné, kdy ve většině případů se druh dostal do nové oblasti jako kontaminanta zboží a jeden případ je uveden jako záměrná introdukce blíže nespecifikovaná. Druh je aktuálně introdukovaný na ostrově Guam, Filipínách a Tchaj-wanu a nyní by potvrzen výskyt také v Bruneji (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022b). Aktuálně jsou známy i nové jednotlivé nálezy například z Austrálie či Nového Zélandu, kde byly parosničky nalezeny jako „černí pasažéři“ při přepravě zboží (USGS 2023a), nebo z Brazílie, kde byl tento druh již také nalezen ve volné přírodě, ale zatím není jasné, zda se jedná o ojedinělý případ, nebo již etablovanou populaci (Maximo et al. 2021). Parosnička nádherná získala klimatickou shodu s regionem Evropské Unie pouze ve dvou klimatických stanicích.

Reprodukční sezóna probíhá od března do června, kdy samičky kladou vajíčka do dočasných tůní, přičemž vajíčka plavou na vodní hladině v počtu až 4000 kusů. Berry (1964) uvádí, že reprodukce u tohoto druhu je sice silně závislá na množství srážek, nicméně některé samičky jsou připravené k reprodukci po celý rok a v jeho průzkumech v rámci jednoho roku, zaznamenal snůšky vajíček v celkem pěti kalendářních měsících. Parosničky pohlavně dospívají ve věku 12 měsíců (Goncharov et al. 1989). Pulci se líhnou do 24 hodin od naklazení a dokončují metamorfózu již do 20 dní (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022b).

Pulci se v raných fázích vývoje živí převážně detritem a rostlinným materiálem, v pozdějších fázích vývoje konzumují fytoplankton i zooplankton (Lalremsanga et al. 2017). AmphibiaWeb (2023e) uvádí, že dospělci se živí mravenci. Běžným typem kořisti je i jiný hmyz jako cvrčci nebo kobylky (USGS 2023a). Dále Tým Jabon et al. (2019) uvedl studii potravní

strategie z oblasti Filipín kde je druh introdukovaný, přičemž preferovanou kořistí byli druhy z čeledi *Hymenoptera*.

K. pulchra může vylučovat vysoce lepivý sekret, pravděpodobně k odrazení predátorů, který má velmi nepříjemnou chuť, ale nebyl odhalen přítomný toxin v tomto sekretu (AmphibiaWeb 2023e). Nicméně tým vědců Gao et al. (2022) testoval kožní sekret s cílem popsat nový antimikrobiální peptid z kůže *K. pulchra*, který by mohl být využíván v budoucnu, například při bakteriálních rezistencích vůči konvenčním antibiotikům, kdy antimikrobiální peptidy obojživelníků jsou základními složkami vrozené imunitní obrany proti mikrobiálním invazím. Z kožních sekretů izolovali brevinin-2PK, jež byl slabě aktivní vůči gramnegativním i grampozitivním bakteriím i houbám, na něž působil membranoliticky, inhiboval proliferaci buněk a vykazoval tak protinádorovou aktivitu a podporoval uvolnění histaminu z žírných buněk a podílel se tak na zánětlivé reakci.

Parosníčka nádherná je druh obývající širokou škálu prostředí, od mokřadních oblastí a lesů, přes zemědělskou krajinu i suché lesy, je přizpůsobivá a může rychle kolonizovat i městská stanoviště (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022b). Tento druh je poměrně běžný napříč celým svým areálem výskytu a populace ve volné přírodě jsou stabilní, společnost IUCN vede tento druh na červeném seznamu ohrožených druh v kategorii „Least concern“ (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022b).

Tento druh má invazní potenciál a byl introdukovaný i etablován v řadě zemí, nicméně v současné době nejsou známe žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách (USGS 2023a).

6.1.2 Skokan levhartí (*Lithobates pipiens*)

Přirozeným areálem výskytu skokana levhartího, je Kanada a Spojené státy americké, kde se vyskytuje v nadmořských výškách od 100 do 600 m. n. m. a v jihozápadní části areálu se pak typicky vyskytuje ve vyšších nadmořských výškách (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). Kraus Herp Database (2009) uvádí celkem 48 introdukčních událostí, z toho celkem 39 úspěšných případů, kdy nejčastějšími vektory introdukcí byly introdukce spojené s lidskou výživou, obchod se zvířaty, úniky z laboratoří či biokontrola. Klimatická shoda u tohoto druhu byla velmi vysoká, konkrétně se shodovalo 616 klimatických stanic s regionem EU.

Tento druh je široce rozšířen v mnoha oblastech (AmphibiaWeb 2023f), zejména nížinných biotopech a celková početnost populací se odhaduje na milióny kusů v celém svém rozsahu (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). I přes to druh začíná postupně mizet z přirozeného prostředí z několika historických lokalit, např. z ekosystému Greater Yellowstone, ačkoliv přirozené mokřady zde zůstávají nenarušené a s přijatelnou kvalitou vody. Také proto jej společnost IUCN vede na červeném seznamu ohrožených druhů v kategorii „Least concern“ s klesajícím populačním trendem, přičemž pokles během posledních 10 let pravděpodobně nedosáhl 30 %. Odhaduje se, že za poklesem ve volné přírodě stojí vyšší teploty, interakce s nepůvodními druhy a úmrtnost na bakteriální infekci „red leg syndrome“ (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). Například vysazení kapra obecného a skokana volského vedlo v oblasti Dickinson County k významnému poklesu (AmphibiaWeb 2023f). Také acidifikace vodního prostředí může stát za významnými poklesy početnosti,

protože období reprodukce, kdy tráví žáby největší procento času ve vodě, se shoduje s nejvyšším stupněm okyselení jezer a toků (AmphibiaWeb 2023f).

Pohlavní dospělost u skokanů se objevuje mezi prvním až třetím rokem života (Animal Diversity Web 2023g), v průměru ve věku 24 měsíců (Goncharov et al. 1989). Reprodukční období trvá od poloviny března do začátku června (AmphibiaWeb 2023f) a samička klade jednou za sezónu (Animal Diversity Web 2023g). Vajíčka jsou připojena k vegetaci těsně u hladiny (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c) a jeden shluk může obsahovat až 6 500 vajíček (AmphibiaWeb 2023f). Larvy se vyvíjí v mělké, stálé vodě s dobrým přístupem slunečního záření (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). Líhnutí pulců nastává v závislosti na teplotě mezi jedním až třemi týdny a metamorfóza nastupuje mezi 70 až 110 dnem věku pulců (Animal Diversity Web 2023g).

Skokan levhartí obývá širokou škálu stanovišť (AmphibiaWeb 2023f) jako močály, bažiny, rybníky, vodní kanály, záplavové oblasti, nádrže i jezera, obvykle se vyskytuje ve stálé a mělké vodě se zakořeněnou vodní vegetací (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c).

Tento druh je velmi dobře adaptován na chlad a lze jej tam nalézt až do 11 000 stop (AmphibiaWeb 2023f). V letních měsících obývá i horská stanoviště jako vlhké louky a pole, zimu obvykle přečkávají pod vodou (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). V zimních měsících hibernují (AmphibiaWeb 2023f). Skokani se mohou také vyskytovat daleko od vodních ploch, zejména při hledání potravy (AmphibiaWeb 2023f).

Předpokládá se, že tento druh má vysokou odolnost proti patogenu *Batrachochytrium dendrobatidis* (AmphibiaWeb 2023f), který představuje vůbec nejzásadnějším problémem současnosti pro obojživelníky ve volné přírodě (AmphibiaWeb 2022). Jak dále zmiňují Chatfield et al. (2013), *B. dendrobatidis* byl detekován u obojživelníků napříč severovýchodem Spojených států, ale nebyl spojován s masovým vymíráním obojživelníků v tomto regionu. Rezistenci proti původci chytridiomykózy také zkoumali Byrne et al. (2022) konkrétně u příbuzného druhu *Lithobates catesbeianus*, kteří se zabývali paradoxem invazní biologie, kdy invaze druhů jsou často spojeny se silnými ztrátami genetické diverzity, ale i přes to se dokážou invazní druhy dále velmi dobře přizpůsobovat novému prostředí. Jak uvedli, populace *L. catesbeianus* na západě USA, kde je tento druh nepůvodní, jsou charakterizovány významnými ztrátami genetické diverzity v důsledku malého počtu zakladatelů. Dle nich, si invazivní populace však zachovaly genetickou diverzitu konkrétně ve 4 proteinech komplexu MHC, jež jsou známi jako místa odpovědná za imunokompetenci proti patogenu *B. dendrobatidis* a odhalili tak donedávna neznámé spojení, mezi genotypem patogenu a druhem *L. catesbeianus*.

Jednou z hlavních příčin ohrožení ve volné přírodě jsou nejen pro skokana levhartího zemědělské chemikálie jako atrazin, který způsobil feminizaci samců v zemědělských oblastech (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022c). Bylo zjištěno, že atrazin se nachází ve většině vodních zdrojů v USA a způsobuje u skokanů produkci enzymu, jež přeměňuje androgeny na estrogeny a u samců tak dochází k inhibici spermatogeneze, způsobuje dále abnormality ve vývoji gonád, opožděný vývoj a hermafroditismus (AmphibiaWeb 2023f).

Pulci jsou převážně herbivorní, požírají řasy, rozsivky a filtrují i drobné částičky živočišné hmoty z vody nebo je seškrabávají z povrchů, dospělci požírají suchozemské bezobratlé živočichy v podobě pavouků, hmyzu či plžů, ale i malé obratlovce včetně jiných druhů obojživelníků (Animal Diversity Web 2023g).

Brannelly et al. (2019) tento druh využili jako modelový organismus pro zkoumání dopadů klimatických změn na obojživelníky. V jejich pokusu zkoumali, jak rychlejší vysychání periodických vodních ploch, ovlivňuje vývoj pulců *L. pipiens*. Pulci v rychleji vysychajících nádržích metamorfovali při menších velikostech, s nižší mírou přežití a vykazovali sníženou imunitní odpověď. Tento druh se může dožít ve volné přírodě i devíti let věku, avšak nejvyšší mortalita, blíží se k 95 % je v období stádia pulce či u nově metamorfovaných žab (Animal Diversity Web 2023g). Skokani nemají žádné obranné kožní sekrety, při nebezpečí spoléhají na své kryptické zbarvení a rychlý útěk, ale například populace, jež se vyskytují společně s druhem *Lithobates palustris*, který disponuje nechutným kožním sekretem, napodobují čtvercové skvrny jako má druh *L. palustris*, aby se vyhnuli případné predaci (Animal Diversity Web 2023g).

V současné době nejsou známy žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách (USGS 2023b).

6.1.3 Skokan křiklavý (*Lithobates clamitans*)

Přirozeným areálem výskytu skokana křiklavého, je jihovýchod Kanady a východní část Spojených států amerických, přičemž druh je introdukován v oblastech Newfoundland, British Columbia, Washington a Utah (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022d) a USGS (2023c) uvádějí, že druh je etablován i na Havaji. Kraus Herp Database (2009) zmiňuje celkem 11 introdukčních událostí, z toho sedm úspěšných, kdy nejčastějšími vektory introdukce byl obchod se zvířaty a záměrné introdukce. Tento druh, stejně jako ostatní hodnocení zástupci rodu *Lithobates* získal vysokou klimatickou shodu s regionem Evropské Unie, celkem v 709 klimatických stanicích. Populace tohoto druhu ve volné přírodě jsou stabilní a tento druh je ve svém areálu výskytu hojný (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022d), přičemž bychom ho mohli nalézt od nížinných biotopů na pobřežích až po vysokohorská pásma kolem 1950 m.n.m. (AmphibiaWeb 2023g). Skokany lze najít na okrajích prakticky jakýchkoliv vodních ploch, ať stálých nebo dočasných a zejména v noci se může poměrně vzdálit od vodního zdroje (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022d).

Reprodukční sezóna začíná v pozdním jaře a trvá od jednoho do tří měsíců v závislosti na teplotách v dané lokalitě (Animal Diversity Web 2023h). První reprodukce u *L. clamitans* nastává mezi 12 až 24 měsíci věku (Duellman & Trueb 1994). Na samičku připadá v průměru 1,45 snůšky za reprodukční sezónu (Tsuji & Lue 2000). Vajíčka samička klade v počtu 1000 až 7000 kusů a plavou při vodní hladině nebo jsou připevněna k vodní vegetaci (Animal Diversity Web 2023h). Vajíčka i pulci se vyvíjí v mělké, pomalu tekoucí nebo stojaté vodě (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022d). Z nakladených vajíček se pulci líhnou za tři až sedm dní a v závislosti na podmínkách metamorfuji po třech až 22 měsících (Animal Diversity Web 2023h).

Dospělci jsou karnivorní a požívají celou širokou škálu hmyzu a dalších bezobratlých živočichů, ale také loví menší obratlovce jako hady nebo žáby (Animal Diversity Web 2023h), ačkoliv konzumace obratlovců je spíše vzácná a převažují bezobratlí jako hlavní typ kořisti (Bunt et al. 2021). Dospělci jsou predátoři „sit and wait“, tedy požívají vše, co je v jejich dosahu (Animal Diversity Web 2023h). V porovnání s příbuzným druhem *L. catesbeianus*, preferují

dospělci *L. clamitans* menší kořist a preferují více suchozemské stanoviště (Bunt et al. 2021). Pulci konzumují jak fytoplankton v podobě rozsivek a řas, tak zooplankton jako jsou klanonožci či perloočky (Animal Diversity Web 2023h).

Obdobný problém s chemickými látkami ze zemědělství jako endokrinními disruptory, který byl reportován u druhu *L. pipiens*, je zaznamenán i u druhu *L. clamitans*, kdy v rybnících situovaných v městských oblastech, byl zaznamenán vyšší procento samičího pohlaví než v rybnících v zalesněném prostředí, přičemž příčinou byla právě vyšší koncentrace fytoestrogenů ve vodním prostředí v městských a příměstských oblastech (AmphibiaWeb 2023g). Délka života ve volné přírodě není známá, ale v lidské péči se jedinci mohou dožít až 10 let (Animal Diversity Web 2023h). Tento druh je veden společností IUCN na červeném seznamu ohrožených druhů v ochranněsky méně naléhavém statutu „Least concern“ (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022d).

V současné době nejsou známy žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách, protože nejsou známy žádné vědecké studie, které by zkoumaly dopady a vliv introdukovaných populací na nových lokalitách, což ale neznamená, že druh nemůže mít jakýkoliv negativní vliv (USGS 2023c, Animal Diversity Web 2023h).

6.1.4 Rosnička bělopruhá (*Dryophytes cinereus*)

Rosnička bělopruhá se přirozeně vyskytuje na severu amerického kontinentu, konkrétně ve Spojených státech amerických a byla introdukována na ostrov Portoriko (AmphibiaWeb 2023a), kde se však dle nejnovějších informací ve volnosti již nevyskytuje (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2021). Avšak v roce 2020 se objevila informace o tom, že se druh nově nachází na Bahamách, kde byl objeven týmem Johnson & Yates (2020), konkrétně v oblasti National Park on New Providence. Dle autorů studie se jedinci dostali na Bahamy jako kontaminanty kontejnerů s okrasnými rostlinami. Jak dále uvádějí, dovoz okrasných rostlin na Bahamy stojí i za přiletem jiných druhů obojživelníků, konkrétně *Lithobates grylio*, *Hyla squirella*, *Lithobates sphenoccephalus*, *Gastrophryne carolinensis* nebo *Rhinella marina*. Kraus Herp Database (2009) uvádí celkem devět introdukčních událostí a z toho čtyři úspěšné případy v Portoriku, a některých lokalit Texasu a Missouri kde druh nebyl původní svým výskytem. Jedinci se dostávali do nových oblastí dle Kraus Herp Database (2009) díky obchodu se zvířaty, jako kontaminanty nákladu zboží a akvakultur a skrze obchod se sazenicemi. Klimatická shoda přirozeného areálu výskytu a oblasti Evropské unie, jež byla hodnocena v programu Climatch, byla pozitivní pro 124 klimatických stanic, což představuje 10,8 % všech klimatických stanic v oblasti Evropské unie.

Rosnička bělopruhá je stromový druh žáby, který preferuje trsy vegetace podél vodních ploch (USGS 2023), obývá i bažinné oblasti (AmphibiaWeb 2023a) a příležitostně se vyskytuje i v brakické vodě (USGS 2023). Vystupuje do nadmořské výšky 300 m.n.m. (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2021).

Reprodukční sezóna je v mírném pásmu situována do jarních a letních měsíců, v jižních oblastech může být prodloužena až do října (USGS 2023). Samičky kladou zpravidla jednu za sezónu, výjimečně mohou naklást i více snůšek než jednu (Animal Diversity Web 2023a) a

počet vajíček v jedné snůšce se pohybuje v rozmezí od 340 až po 500 kusů (USGS 2023), přičemž velikost snůšky pozitivně koreluje s velikostí těla samičky (Animal Diversity Web 2023a). Vajíčka připojuje samička k plovoucí vegetaci na vodní hladině (USGS 2023) a líhnutí pulců nastává mezi čtvrtým až 14. dnem od naklazení (Animal Diversity Web 2023a). Metamorfóza trvá asi 60 dní (USGS 2023) a rosničky pohlavně dospívají ve věku 12 měsíců (Garton & Brandon 1975).

Pulci jsou herbivorní a spásají vodní vegetaci, přičemž mezi osmým až 10. týdnem od vylíhnutí se stávají karnivorními, kdy základním zdrojem potravy dospělců je létavý hmyz, zejména komáři či mouchy, tedy je preferován aktivní menší hmyz, který tvoří až 90% potravy (Animal Diversity Web 2023a).

Tento druh stromové žáby je adaptován pro pohyb ve stromoví, či různých druzích povrchů pomocí speciálně upravených polštářků prstů s ventrální kolagenovou vrstvou a snopci svalových vláken, jež žábě umožňují připojení k různým povrchům při vertikálním pohybu (Langowski et al. 2018). Další speciální adaptační dovedností této žáby, je schopnost odvolávat zvýšené salinitě prostředí. Většina obojživelníků je vysoce citlivá na chemické látky v prostředí včetně soli (AmphibiaWeb 2023a), avšak Albecker & McCoy (2019) zjistili, že některé populace této žáby žijící na pobřeží, rostou rychleji ve slané vodě, dosahují rychleji metamorfózy a mají vyšší míru přežití, než populace žijící ve vnitrozemí, přičemž slaná voda urychluje jejich larvální fázi vývoje tak, aby pulci byli vystaveni stresu v podobě vysoké koncentrace solí po kratší čas. Dle vědců Albecker et al. (2021), stojí za adaptací na slané prostředí odlišná exprese osmoregulačních genů, jež kódují glycerol, který jako osmolit, pomáhá žábám snížit ztrátu vody v hypertonickém prostředí.

Průměrná délka dožití ve volnosti není známá, avšak v lidské péči se pohybuje kolem šesti let věku (Animal Diversity Web 2023a). Ve svém přirozeném areálu výskytu je tento druh veden na seznamu ohrožených druhů, konkrétně jej společnost IUCN zařadila do ochranné kategorie méně naléhavé kategorie „Least concern“, přičemž populace ve volné přírodě jsou stabilní a nefragmentované (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2021). Hlavními příčinami ohrožení této žáby v jejím přirozeném areálu výskytu je vytváření umělých vodních ploch, vysazování ryb, těžba dřeva či introdukce rosničky kubánské (AmphibiaWeb 2023a). Tento druh je důležitou součástí potravní pyramidy, je kořistí pro řadu větších druhů žab, hadů, ryb či ptáků a dospělci sami pak loví velké množství hmyzu v ekosystémech (Animal Diversity Web 2023a).

V současné době nejsou známy žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách (USGS 2023; Animal Diversity Web 2023a).

6.1.5 Rosnička západoamerická (*Pseudacris regilla*)

Rosnička západoamerická se přirozeně vyskytuje na území Kanady a Spojených států amerických, introdukované subpopulace se vyskytují na jihovýchodě Aljašky a na Queen Charlotte Island v Britské Kolumbii (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022e). Kraus Herp Database (2009) udává celkem 18 případů introdukcí, z toho devět úspěšných, kdy vektory introdukcí byly zejména obchod se semenáčky, obchod se zvířaty, několik záměrných

blíže nespecifikovaných introdukcí a také dva případy introdukce, kdy se druh dostal do nové oblasti jako kontaminanta zboží.

Populace tohoto druhu jsou v jeho přirozeném areálu výskytu stabilní a jedná se o nejhojnější druh obojživelníka na lokalitách, kde se vyskytuje (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022e). Některé populace mohou být lokálně v klesajícím trendu, z důvodu predace rosniček skokanem volským (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022e). Klimatická shoda přirozeného areálu výskytu a oblasti Evropské unie, jež byla hodnocena v programu Climatch, byla pozitivní pro 267 klimatických stanic, což představuje 23,4 % všech klimatických stanic v oblasti Evropské unie.

Rosnička západoamerická se vyskytuje na vegetaci podél vodních toků, ve skalních puklinách, pod kůrou, v norách hlodavců, případně norách jiných druhů živočichů, v blízkosti budov, v zavlažovacích kanálech, rybnících a dalších vodních plochách, na pastvinách, v lesích i v zemědělských oblastech (AmphibiaWeb 2023h). Druh vystupuje až do nadmořských výšek přesahujících 1585 m. n. m. (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022e).

Tento druh má poměrně dlouhou reprodukční sezónu, která začíná již v lednu, kdy se samci shromažďují v okolí přechodných i trvalejších vodních ploch, samice vstupují do vody až později, když jsou připravené ke kladení (AmphibiaWeb 2023h). Reprodukční sezóna pak pokračuje až do poloviny května a počet vajíček na jednu snůšku se pohybuje v rozmezí od 10 do 70 vajíček (Animal Diversity Web 2023b) a samice jsou schopné naklást až tři snůšky vajíček za reprodukční sezónu (Perrill & Daniel 1983). Samice v evoluci vyvinuly metodu kladení vajíček tak, aby docházelo k co nejmenším ztrátám pulců, konkrétně kladou vajíčka do studené vody v dočasných vodních plochách, kde sice kompletní vývoj vajíček trvá tři až čtyři týdny, nicméně tyto vodní plochy zpravidla neobývají predátoři (Animal Diversity Web 2023b). Jedinci pohlavně dospívají zhruba jeden rok od metamorfózy (Duellman & Trueb 1994).

Zajímavou informaci o kožním mikro biomu rosničky západoamerické, přinesl tým vědců Basanta et al. (2022). Jak uvádějí, symbiotická bakteriální společenstva jsou zásadní pro boj s infekcemi jako je např. *Batrachochytrium dendrobatidis*. Objevili, že diverzita bakterií na kůži, se lišila mezi populacemi z různých míst a složení mikro biomů jednotlivých populací korelovalo s genetickými rozdíly *B. dendrobatidis*. Jejich studie tak odhalila interakci na kůži hostitele mezi bakteriálními symbiotickými kmeny rosniček a patogenem, což ovlivňuje strukturu výsledné mikrobiální komunity.

Pulci rosničky západoamerická se živí rostlinným materiálem (Animal Diversity Web 2023b), dospělci mají poměrně různorodý typ kořisti, živí se zejména hmyzem, zahrnujícím mouchy, křísky, chvostokoky, mravence, vosy, brouky a dále loví i další druhy bezobratlých živočichů jako jsou pavouci, stejnonožci či plži (AmphibiaWeb 2023h). Ve své domovině jsou na červeném seznamu ohrožených druhů společnosti IUCN, která tento druh řadí do ochrannářského statutu „Least concern“ (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2022e).

V současné době nejsou známy žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách (Animal Diversity Web 2023b; GBIF 2023).

6.1.6 Drápatečka krátkonohá (*Hymenochirus curtipes*)

Přirozeným areálem výskytu drápatečka krátkonohé je Kongo, Středoafriická republika a Demokratická republika Kongo (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2013). Drápatečka krátkonohá má nejbližší příbuzné taxony v rizikové oblasti v podřádu Mesobatrachia (Biolib 2023g). Taxonomicky náleží do čeledi *Pipidae* (Biolib 2023i), jejíž zástupci jsou výhradně vodní a mají četné morfologické adaptace odpovídající jejich přirozenému prostředí, například plovací blány mezi prsty či proudový orgán, dále je pro pipovité typická absence jazyka v dutině ústní a přítomnost drápků na prstech (Animal Diversity Web 2023ch). Kraus Herp Database (2009) udává pouze jednu introdukční událost na Novém Zélandu, která nebyla úspěšná a druh se sem dostal jako kontaminanta přiváženého nákladu. Klimatická shoda se stanicemi EU byla nulová.

Předpokládá se, že tento druh je ekologicky podobný druhu *H. boettgeri* (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2013). Informace ohledně reprodukce, nebyly dostupné pro *H. curtipes*, a tak byla využita dostupná data pro ekologicky podobný druh z téhož rodu, *H. boettgeri*, pro nějž je typická pohlavní dospělost ve 12 měsících věku (Duellman & Trueb 1994) a druh je schopen reprodukce v průběhu celého roku (Divers & Stahl 2018). Vyskytuje se ve stojatých zastíněných vodách v nížinných deštných pralesech a v tůňích u pomalu tekoucích řek (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2013). Pulci u rodu *Hymenochirus* jsou karnivorní (Animal Diversity Web 2023ch), stejně tak dospělci rodu *Hymenochirus* (AmphibiaWeb 2023i). Pro zástupce rodu *Pipa*, *Hymenochirus* a *Xenopus* byl popsán zcela unikátní mechanismus příjmu potravy ve vodním prostředí, pomocí vytvoření podtlaku a nasátí kořisti do ústní dutiny, přičemž řada obratlovců tento mechanismus ve vodě využívá, avšak donedávna nebylo jasné, zda žáby z čeledi pipovití tento mechanismus používají také (Carreño & Nishikawa 2010).

Zprávu potvrzující nálezy patogenu *B. dendrobatidis* u tohoto druhu přinesl tým Murphy et al. (2015). Tým zkoumal exempláře, jež byli nabízeny veřejnosti k zakoupení ve zverimexech pro domácí hobby chovy v roce 2010, ve společném akváriu s dalšími živočichy. Původce chytridiomykózy u zakoupených exemplářů potvrdili a varují, že distribuce tohoto druhu přes obchod se zvířaty může přispět ke globálnímu šíření chytridiomykózy a může se zdát, že tato infekce je obecně rozšířená mezi zájmově chovanými akvatickými druhy žab. Vědci Jenkinson et al. (2018) uvedli, že *H. curtipes* je odolný druh vůči patogenu *B. dendrobatidis* při nízkých hladinách, při vysokých hladinách patogenu onemocnění může podlehnout.

Společnost IUCN zařadila tento druh na červený seznam ohrožených druhů do ochrannářsky méně naléhavé kategorie „Least concern“. Druh je ve svém areálu poměrně široce rozšířen, nicméně aktuální populační trend ve volné přírodě není znám (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2013).

Pro tento druh, byla velmi omezená dostupnost dat, tedy v současné době nejsou známy ani žádné negativní ekonomické či sociální efekty, zdravotní rizika či ohrožení místní biodiverzity tímto druhem na nových lokalitách (IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2013).

6.2 Koncepty dalších studií invazních druhů

To, že zájem o invazní biologii stále narůstá, dokládá i velké množství nově vznikajících studií, zaměřených na invazní druhy z různých taxonomických skupin. Řada z těchto nových studií, je také zaměřena právě na batrachofaunu a hodnocení možného rizika invazí. Některé studie v současnosti vznikají již přímo na míru pro hodnocení rizika konkrétního druhu v konkrétní nepůvodní lokalitě. Příkladem může být hodnocení rizika a dopadu již invazního druhu *Lithobates catesbeianus* v Belgii od autorů Adriaens et al. (2013), či hodnocení rizika pro *Ambystoma mexicanum* v oblastech Nizozemska od Van de Koppel & Vos (2013). Autoři Andersen et al. (2021) pak hodnotili riziko invaze pro čtyři nejznámější invazní druhy žab, konkrétně *Rhinella marina*, *Lithobates catesbeianus*, *Xenopus laevis* a *Duttaphrynus melanostictus*. Jejich studie hodnotila zejména klimatickou vhodnost stanovišť a klimatické optimum daných druhů. U druhu *L. catesbeianus* uvedli, že by mohl přežít na 99% pevniny a aktuálně se vyskytuje už v každém větším biomu na planetě. U druhů *R. marina* a *D. melanostictus* jsou pak vhodná stanoviště v okolí rovníků. Také zmiňují, že ale u druhů *X. laevis* a *L. catesbeianus* introdukované populace obývají daleko širší rozsah podnebí než jejich původní populace. Rozsáhlejší druhy studií pak hodnotí zpravidla obecná rizika většího množství zástupců, a to pomocí kvantitativních či kvalitativních metod. Příkladem takovýchto hodnocení jsou již výše zmíněné studie Bomford et al. (2009), Kopecký et al. (2013), Masin et al. (2014), Kopecký et al. (2016) či Kopecký et al. (2019).

Některé studie se však zaměřily na další možná hodnocení rizik, nejen ve vztahu k jednotlivým invazním druhům. Vědecký tým Liu et al. (2019) zkoumal poměrně nedávno vzniklý ekonomický koridor China's Belt and Road Initiative, jakožto globální rozvojový program zahrnující 120 zemí světa, mezi kterými vzniklo několik obchodních pozemních koridorů i obchodních cest po moři, spojujících řadu významných světových přístavů. Vyhodnotili klima a zároveň již proběhlé introdukční události u 816 druhů obratlovců, z toho 98 obojživelníků a zjistili, že země zapojené do tohoto programu, jež propojil historicky izolované oblasti, mají vyšší riziko introdukcí nepůvodní druhů. Jako potenciální ohnisko invaze určili na evropském kontinentu zejména jihovýchodní oblasti Evropy a například u České republiky uvedli, že ačkoliv je klimaticky méně vhodná, vysoký „propagule pressure“ může způsobit přežití druhů i v těchto suboptimálních podmínkách.

Autoři Johovic et al. (2020) vytvořili studii zaměřenou na evropskou síť chráněných území Natura 2000 a potenciálního dopadu introdukce skokana volského do těchto stanovišť. Dle jejich analýz je v současnosti 3,45 % stanovišť Natura 2000 pro skokana vhodných, ale se změnou klimatu se počítá s tím, že již v roce 2070 plocha systému Natura 2000, která bude vhodná pro skokana, vzroste na 12,28 %. Předpovídají, že například jih Evropy zaznamená klesající trend expanze v důsledku rostoucích teplot a vzrůstajícího sucha, zatímco ve střední Evropě by měla expanze zaznamenat vzrůst a změna klimatu bude dle jejich studie podporovat šíření tohoto invazního druhu v Evropě.

Mohanty & Measey (2019) zpracovali studii, zaměřenou na obchod s živočichy a potenciální invaze a zpracovali analýzu druhů obojživelníků, s nimiž se bude pravděpodobně obchodovat v budoucnu, a mohli by představovat invazní riziko. Zmiňují také, že trendem je upřednostňování živočichů s větší velikostí těla a velkým areálem výskytu ve volnosti a že řada čeledí je obchodována nadměrně, např. *Mantellidae*, *Dendrobatidae*, *Hyperolidae* či

Salamandridae. Na jejich seznamu se objevili například zástupci rodů *Xenopus*, *Ambystoma*, *Ameerega*, *Rhinella* či *Polypedates*, s nimiž se podle autorů bude obchodovat v budoucnu.

7 Závěr

Téměř 50 % všech introdukovaných obojživelníků náleží do čeledi *Salamandridae*, *Ranidae* a *Hylidae*, což poukazuje na silné spojení taxonu a možnosti introdukce (Tingley et al. 2010). S přihlédnutím k biologii a ekologii osmi druhů vyhodnocených s extrémně vysokým rizikem možnosti usazení, by zejména introdukce skokanů *Lithobates pipiens* a *Lithobates clamitans* a rosniček *Dryophytes cinereus* a *Pseudacris regilla*, mohly mít rozsáhlé dopady v regionu Evropské unie na rezidentní druhy obojživelníků. Legální obchod se zvířaty se stal hlavní cestou šíření nepůvodních druhů (Stringham & Lockwood 2018) a plazi společně s obojživelníky jsou skupiny obratlovců, u nichž došlo k největšímu počtu usazení na nových lokalitách v důsledku obchodu se zvířaty (Lockwood et al. 2019). Přicházející změna klimatu bude podporovat šíření invazních druhů v Evropě, jak uvádí Johovic et al. (2020) na příkladu invazního skokana *Lithobates catesbeianus* či Bomford et al. (2008) na příkladu rozšiřování areálu evropského druhu skokana *Pelophylax esculentus*. Právě úprava legislativy na základě hodnocení potenciálně rizikových druhů kvantitativními metodami hodnocení má největší potenciál omezit přísun dalších jedinců na nová území (Masin et al. 2014). Samotná prevence se ukázala jako nejúčinnější forma managementových opatření (Chapple et al. 2016) a je také nejvýhodnější cestou z hlediska ceny a nákladů v boji proti invazním druhům (DAISIE 2009). Kromě legislativní cesty, zmiňují Liu et al. (2019) i další možnosti preventivních opatření, například navrhuje hodnotit jednotlivé druhy na základě klimatické shody v jednotlivých zemích, propojit společné informační databáze a vytvořit mezinárodní fond pro financování výzkumu a prevence nepůvodních invazních druhů či školení odborníků i dobrovolníků v taxonomické identifikaci problematických druhů. Také osvěta veřejnosti v podobě environmentální výchovy, zvyšování povědomí veřejnosti o introdukcích či velké vzdělávací kampaně mají silný potenciál zamezit introdukcím nových populací (Masin et al. 2014).

Snaha odstraňovat z přírody nepůvodní druhy, byla započata již v 19. století (Mungi & Qureshi 2018) a v 21. století je stále více na vzestupu. Nové techniky a metody mohou významně napomoci k včasné detekci nepůvodních druhů obojživelníků v prostředí a jejich rychlé eradikaci, či alespoň kontrole již invazních populací. Detekce environmentální DNA (Adriaens et al. 2013), metoda „Sterile male release“ v podobě vypuštění sterilních samců (Johovic et al. 2020), či nejnovější bio kontrolní metody typu „gene drive“, které dokážou modifikovat genetickou informaci invazních organismů (Teem et al. 2020), jsou jen zlomkem toho, co nás čeká v budoucnosti. Dostat pod kontrolu negativní působení invazních druhů bude velkou společenskou výzvou 21. století (Robertson et al. 2020).

8 Literatura

Adriaens, T., Devisscher, S., Louette, G. 2013. Risk analysis of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*. Risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013, INBO.R. 2013.41. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel. p. 56.

Agentura ochrany přírody a krajiny. 2022. Invazní druhy z unijního seznamu. Dostupné z: <https://www.nature.cz/web/invazni-druhy/invazni-druhy-z-unijniho-seznamu> (Citováno listopad 2022)

Agentura ochrany přírody a krajiny. 2022a. Cizí druhy v akvakultuře. Dostupné z: <https://www.nature.cz/web/invazni-druhy/cizi-druhy-v-akvakulture> (Citováno listopad 2022)

Agentura ochrany přírody a krajiny. 2022b. Invazní druhy – národní legislativa. Dostupné z: <https://www.nature.cz/web/invazni-druhy/narodni-legislativa> (Citováno listopad 2022)

Albecker, M. A., & McCoy, M. W. 2019. Local adaptation for enhanced salt tolerance reduces non-adaptive plasticity caused by osmotic stress. *Evolution* 73.9:1941-1957.

Albecker, M. A., Stuckert, A. M., Balakrishnan, C. N., & McCoy, M. W. 2021. Molecular mechanisms of local adaptation for salt-tolerance in a treefrog. *Molecular Ecology* 30.9:2065-2086.

Altherr, S., & Lameter, K. 2020. The rush for the rare: Reptiles and amphibians in the European pet trade. *Animals* 10.11:2085.

Amiel, J. J., Tingley, R., & Shine, R. 2011. Smart moves: effects of relative brain size on establishment success of invasive amphibians and reptiles. *PLoS One* 6.4:e18277.

AmphibiaWeb. 2022. Worldwide Amphibian Declines: What is the scope of the problem, what are the causes, and what can be done? Available from <https://amphibiaweb.org/declines/> (accessed October 2022)

AmphibiaWeb. 2023a. *Hyla cinerea*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-scientific_name=hyla+cinerea&rel-scientific_name=contains&include_synonymies=Yes (Accessed January 2023)

AmphibiaWeb. 2022b. Amphibia web. Available from: <https://amphibiaweb.org/index.html> (accessed October 2022)

AmphibiaWeb. 2022c. Introduced species. Available from: <https://amphibiaweb.org/declines/introducedspecies.html> (accessed November 2022)

AmphibiaWeb. 2022d. *Litoria chloris*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-genus=Litoria&where-species=chloris (Accessed October 2022)

AmphibiaWeb. 2023e. *Kaloula pulchra*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-genus=Kaloula&where-species=pulchra (Accessed January 2023)

AmphibiaWeb. 2023f. *Lithobates pipiens*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-scientific_name=lithobates+pipiens&rel-scientific_name=contains&include_synonymies=Yes (Accessed January 2023)

- AmphibiaWeb. 2023g. *Lithobates clamitans*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-scientific_name=lithobates+clamitans&rel-scientific_name=contains&include_synonymies=Yes (Accessed February 2023)
- AmphibiaWeb. 2023h. *Pseudacris regilla*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-scientific_name=pseudacris+regilla&rel-scientific_name=contains&include_synonymies=Yes (Accessed January 2023)
- AmphibiaWeb. 2023i. *Hymenochirus boettgeri*. Available from: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-genus=Hymenochirus&wherespecies=boettgeri (Accessed February 2023)
- Andersen, D., Borzée, A., & Jang, Y. 2021. Predicting global climatic suitability for the four most invasive anuran species using ecological niche factor analysis. *Global Ecology and Conservation* 25: e01433.
- Animal Diversity Web. 2023a. *Hyla cinerea*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Hyla_cinerea/ (Accessed January 2023)
- Animal Diversity Web. 2023b. *Pseudacris regilla*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Pseudacris_regilla/#geographic_range (Accessed January 2023)
- Animal Diversity Web. 2023e. *Rhinella marina*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Rhinella_marina/#reproduction (Accessed January 2023)
- Animal Diversity Web. 2023f. *Xenopus laevis*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Xenopus_laevis/ (Accessed January 2023)
- Animal Diversity Web. 2023g. *Lithobates pipiens*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Lithobates_pipiens/ (Accessed February 2023)
- Animal Diversity Web. 2023h. *Lithobates clamitans*. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Lithobates_clamitans/ (Accessed February 2023)
- Animal Diversity Web. 2023ch. *Pipidae*. Available from: <https://animaldiversity.org/accounts/Pipidae/> (Accessed February 2023)
- Arena P. C., Steedman C., Warwick C. 2012. Amphibian and reptile petmarkets in the EU an investigation and assessment. Animal Protection Agency, Animal Public, International Animal Rescue, Eurogroup for Wildlife and Laboratory Animals, Fundación para la Adopción, el Apadrinamiento y la Defensa de los Animales.
- Băncilă, R. I., Lattuada, M., & Sillero, N. 2023. Distribution of amphibians and reptiles in agricultural landscape across Europe. *Landscape Ecology* 1-14.
- Basanta, M. D., Rebollar, E. A., García-Castillo, M. G., Rosenblum, E. B., Byrne, A. Q., Piovia-Scott, J., & Parra-Olea, G. 2022. Genetic variation of *Batrachochytrium dendrobatidis* is linked to skin bacterial diversity in the Pacific treefrog *Hyla regilla* (hypochochrysiaca). *Environmental Microbiology* 24.1:494-506.
- Bento, S. R. D. C. 2021. eDNA is a useful tool to evaluate the success of the eradication program of *Xenopus laevis* in Portugal [Doctoral dissertation]. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Berry, P. Y. 1964. The breeding patterns of seven species of Singapore Anura. *The Journal of Animal Ecology* 227-243.

- Biolib. 2022. Profil taxonu – třída obojživelníci Amphibia. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id304/> (Citováno listopad 2022)
- Biolib. 2023a. Druh rosnička bělopruhá *Dryophytes cinereus*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id177693/> (Citováno leden 2023)
- Biolib. 2023b. Druh rosnička západoamerická *Pseudacris regilla*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id178019/> (Citováno leden 2023)
- Biolib. 2023d. Čeleď *Ranidae*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id328/m> (Citováno leden 2023)
- Biolib. 2023f. Rod *Rhinella*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id600359/> (Citováno leden 2023)
- Biolib. 2023g. Podřád Mesobatrachia. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id16236/> (Citováno leden 2023)
- Biolib. 2023h. Podřád Neobatrachia. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id16244/> (citováno leden 2023)
- Biolib. 2023ch. Čeleď *Microhylidae*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id181124/> (citováno leden 2023)
- Biolib. 2023i. Druh *Hymenochirus curtipes*. Dostupné z: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id96512/> (citováno únor 2023)
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P. Jarošík, V & Richardson, D. M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution* 26.7:333-339.
- Bomford Mary. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra. p. 191. ISBN: 9780980499988
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S. C., & Lawrence, E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions* 11.3:713-724.
- Brannelly, L. A., Ohmer, M. E., Saenz, V., & Richards-Zawacki, C. L. 2019. Effects of hydroperiod on growth, development, survival and immune defences in a temperate amphibian. *Functional Ecology* 33.10:1952-1961.
- Brannelly, L. A., Wetzel, D. P., Ohmer, M. E., Zimmerman, L., Saenz, V., & Richards-Zawacki, C. L. 2020. Evaluating environmental DNA as a tool for detecting an amphibian pathogen using an optimized extraction method. *Oecologia* 194.1:267-281.
- Brunel S., Fernández-Galiano E., Genovesi P., Heywood V. H., Kueffer C., Richardson D. M. 2013. 20 Invasive alien species: a growing but neglected threat? Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation 30.
- Bunt, C., Webster, J., Jacobson, B., & Vilella, F. 2021. Predation of a brown bat (*Vespertilionidae*) by a Green Frog (*Lithobates clamitans*) in Ontario, Canada. *The Canadian Field-Naturalist* 135.1: 58-60.
- Bureau of Rural Sciences. 2008. Climatch v1.0 software. Bureau of Rural Sciences. Canberra, Australia: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Available from: <https://climatch.cpl.agriculture.gov.au/> (accessed September, 2021)

- Byrne, A. Q., Waddle, A. W., Saenz, V., Ohmer, M., Jaeger, J. R., Richards-Zawacki, C. L. & Rosenblum, E. B. 2022. Host species is linked to pathogen genotype for the amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *PLoS one* 17.3: e0261047.
- Calderon de Azevedo, L., & Stábili, R. G. 2011. Anuran amphibians: a huge and threatened factory of a variety of active peptides with potential nanobiotechnological applications in the face of amphibian decline. In *Changing Diversity in Changing Environment*. IntechOpen.
- Caldwell J., Vitt L. 2014. Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. Elsevier Academic Press. Norman, Oklahoma. p. 757. ISBN: 9780123869197
- Campbell K.J., Saah J.R., Brown P.R., Godwin J., Gould F., Howald G.R., Piaggio A., Thomas P., Tompkins D.M., D. Threadgill, J. Delborne, D.M. Kanavy, T. Kuiken, H. Packard, M. Serr and A. Shiels. 2019. A potential new tool for the toolbox: assessing gene drives for eradicating invasive rodent populations. Pages 22–31 in C.R. Veitch, M.N. Clout, A.R. Martin, J.C. Russell and C.J. West. *Island invasives: scaling up to meet the challenge* Proceedings of the international conference on island invasives. IUCN, Gland, Switzerland.
- Carreño, C. A., & Nishikawa, K. C. 2010. Aquatic feeding in pipid frogs: the use of suction for prey capture. *Journal of Experimental Biology* 213.12:2001-2008.
- Convention on Biological Diversity. 2022. X2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Available from <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (Accessed on November 2022)
- DAISIE. 2009. Handbook of alien species in Europe. Springer. Dordrecht, The Netherlands. p 399. ISBN: 9781402082795
- Davis Mark A. 2009. Invasion biology. Oxford University Press on Demand, New York. p 244. ISBN: 9780199218752
- Dei, C., PK Mishra and MC Dash. 1994. Larval Stages, Growth and Metamorphosis of *Microhyla ornata* (Dum. & Bibr). *J. Freshwater Bio.* 6.3:260-273.
- Descamps, S., & De Vocht, A. 2022. Bisazir as a chemosterilant to control invasive vertebrates: ecotoxicity and efficacy to induce male sterility in *Lithobates catesbeianus*. *Management of Biological Invasions* 13.
- Di Castri, F., Hansen, A. J., & Debussche, M. 1990. *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin* Vol. 65. Springer Science & Business Media, Dordrecht. p. 463. ISBN 978-94-009-1876-4.
- Divers, S. J., & Stahl, S. J. 2018. Mader's Reptile and Amphibian Medicine and Surgery-E-Book. Elsevier Health Science. p. 1537. ISBN: 9780323482530
- Duellman, W. E., & Trueb, L. 1994. *Biology of amphibians*. JHU press, Baltimore. p. 670. ISBN: 080184780X.
- Dufresnes, C. 2019. *Amphibians of Europe, North Africa and the Middle East: A Photographic Guide*. Bloomsbury Publishing, United Kingdom. p. 244. ISBN: 9781472941398
- Dufresnes, C., Dubey, S., Ghali, K., Canestrelli, D., & Perrin, N. 2015. Introgressive hybridization of threatened European tree frogs (*Hyla arborea*) by introduced *H. intermedia* in Western Switzerland. *Conservation genetics* 16.6:1507-1513.

Eur-lex. 2022. EUR-lex – 32014R1143 Available from: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143> (Accessed on November 2022)

European Commission. 2022. List of Invasive Alien Species of Union concern. Available from: https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm (Accessed October 2022)

Falaschi, M., Melotto, A., Manenti, R., & Ficetola, G. F. 2020. Invasive species and amphibian conservation. *Herpetologica* 76.2:216-227.

Ficetola, G. F. & Scali, S. 2010. Invasive amphibians and reptiles in Italy. *Atti VIII Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica* (pp. 335-340). Pescara, Italy: Ianieri Edizioni.

Fonseca, É., Both, C., & Cechin, S. Z. 2019. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. *Diversity and Distributions* 25.7:1130-1141.

Francis, R. A. & Hardwick, T. 2012. *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, y Earthscan, Oxon. p. 376. ISBN: 978-1-84971-228-6.

Gao, Y., Chai, J., Wu, J., Zeng, Q., Guo, R., Chen, X., & Xu, X. 2022. Molecular Cloning and Characterization of a Novel Antimicrobial Peptide from the Skin of *Kaloula pulchra*. *Current Pharmaceutical Biotechnology* 23.15:1873-1882.

Garton, J. S. & Brandon, R. A. 1975. Reproductive ecology of the green treefrog, *Hyla cinerea*, in southern Illinois (Anura: Hylidae). *Herpetologica* 150-161.

GBIF. 2023. *Pseudacris regilla*. Available from: <https://www.gbif.org/species/2428132> (Accessed January 2023)

Gippet, J. M. & Bertelsmeier, C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118.14: e2016337118.

Global Invasive Species Database. 2022. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. Available from: http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php (Accessed November 2022)

Goncharov, B. F., Shubravy, O. I., Serbinova, I. A., & Uteshev, V. K. 1989. The USSR programme for breeding amphibians, including rare and endangered species. *International Zoo Yearbook* 28.1:10-21.

Green, S. J. & Grosholz, E. D. 2021. Functional eradication as a framework for invasive species control. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19.2:98-107.

Guareschi, S. & Wood, P. 2021. Biological invasions of river ecosystems: A flow of implications, challenges, and research opportunities. Pages 485-498 in Dominick A. DellaSala, Michael I. Goldstein. *The Encyclopedia of Conservation*. Elsevier, Loughborough. ISBN: 9780128211397

Hoffmann, B. D. & Courchamp, F. 2016. Biological invasions and natural colonisations: are they that different? *NeoBiota* 29:1-14.

Hulme P. E. Pyšek P., Nentwig W., Vila M. 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* 324:40-41

Hulme P. E. 2017. Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. *Biological Reviews* 92.3:1297-1313.

- Chapple, D. G., Kneegmans, J., Kikillus, H., & Van Winkel, D. 2016. Biosecurity of exotic reptiles and amphibians in New Zealand: building upon Tony Whitaker's legacy. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 46.1:66-84.
- Chatfield, M. W., Brannelly, L. A., Robak, M. J., Freeborn, L., Lailvaux, S. P., & Richards-Zawacki, C. L. 2013. Fitness consequences of infection by *Batrachochytrium dendrobatidis* in northern leopard frogs (*Lithobates pipiens*). *EcoHealth* 10:90-98.
- ISSG Invasive Species Specialist Group. 2017. 100 of the world's worst invasive alien species. Available from http://www.issg.org/worst100_species.html (accessed October 2022)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2013. *Hymenochirus curtipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/58156/18396876> (Accessed February 2023)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species – *Dryophytes cinereus*. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/55449/118978218#geographic-range> (Accessed January 2023)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2022. *Lithobates catesbeianus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/58565/193396825#geographic-range> (accessed November 2022).
- IUCN. 2022a. Resources – Invasive alien species and climate change. Available from: <https://www.iucn.org/resources/issues-brief/invasive-alien-species-and-climate-change> (Accessed November 2022)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2022b. *Kaloula pulchra*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/88333729/63887207> (Accessed February 2023).
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2022c. *Lithobates pipiens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/79079800/3072377> (Accessed February 2023)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2022d. *Lithobates clamitans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/58578/193376512#geographic-range> (Accessed February 2023)
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2022e. *Pseudacris regilla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/166731785/53961380#geographic-range> (Accessed January 2023)
- Jabon, K. J., Gamalo, L. E., Responte, M., Abad, R., Gementiza, G. D., & Achondo, M. J. M. 2019. Density and diet of invasive alien anuran species in a disturbed landscape: A case in the University of the Philippines Mindanao, Davao City, Philippines. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity* 20.9.
- Jarić, I., & Cvijanović, G. 2012. The tens rule in invasion biology: measure of a true impact or our lack of knowledge and understanding? *Environmental Management* 50.6:979-981.
- Jenkinson, T. S., Rodriguez, D., Clemons, R. A., Michelotti, L. A., Zamudio, K. R., Toledo, L. F. & James, T. Y. 2018. Globally invasive genotypes of the amphibian chytrid outcompete an enzootic lineage in coinfections. *Proceedings of the Royal Society B* 285.1893, 20181894.

- Jeschke, J. M. & Strayer, D. L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102.20:7198-7202.
- Johnson, S. & Yates, S. S. 2020. First records of the North American Green Treefrog (*Hyla cinerea*) on New Providence, The Bahamas. *Reptiles & Amphibians* 26.3:257-258.
- Johovic, I., Gama, M., Banha, F., Tricarico, E., & Anastácio, P. M. 2020. A potential threat to amphibians in the European Natura 2000 network: Forecasting the distribution of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Biological Conservation* 245:108551.
- Kark, S., Solarz, W., Chiron, F., Clergeau, P., & Shirley, S. 2009. Alien birds, amphibians and reptiles of Europe. Pages 105-118 In DAISIE. *Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht.
- Kitade, T., & Wakao, K. 2022. ILLUMINATING AMPHIBIANS. TRAFFIC, Japan Office, Tokyo, Japan.
- Kopecký, O., Kalous, L., & Patoka, J. 2013. Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 410:02. screening kit (AS-ISK). *Diversity* 11.9:164.
- Kopecký, 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.
- Kopecký O, Bilková A, Hamatová V, Kňazovická D, Konrádová L, Kunzová B, Slaměniková 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
- Kraus Fred. 2009. Alien Reptiles and Amphibians: a Scientific Compendium and Analysis Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology 4. Springer Science & Business Media. New York. p. 563. ISBN: 9781402089466.
- Lalremsanga, H. T., Sailo, S., & Hooroo, R. N. K. 2017. External morphology, oral structure and feeding behaviour of *Kaloula pulchra* tadpoles Gray, 1831 (Amphibia: Anura: Microhylidae). *Science and Technology Journal* 5.2:97-103.
- Langowski, J. K., Schipper, H., Blij, A., van den Berg, F. T., Gussekloo, S. W., & van Leeuwen, J. L. 2018. Force-transmitting structures in the digital pads of the tree frog *Hyla cinerea*: a functional interpretation. *Journal of anatomy* 233.4:478-495.
- Levine J.M., D'Antonio C.M. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17:322–326.
- LIFE CROAA. 2022. The case of invasive alien amphibians. Available from: <https://www.life-croaa.eu/en/the-case-of-invasive-alien-amphibians/> (Accessed October 2022)
- LIFE CROAA. 2022a. Regulation. Available from: <https://www.life-croaa.eu/en/regulation/> (Accessed November 2022)
- Lin, M., Zhang, S., & Yao, M. 2019. Effective detection of environmental DNA from the invasive American bullfrog. *Biological Invasions* 21.7:2255-2268.
- Liu, X., Blackburn, T. M., Song, T., Li, X., Huang, C., & Li, Y. 2019. Risks of biological invasion on the belt and road. *Current Biology* 29.3:499-505.

- Lockwood, J. L., Welbourne, D. J., Romagosa, C. M., Cassey, P., Mandrak, N. E., Strecker, A., Brian Leung, Oliver C Stringham, Bradley Udell, Diane J Episcopio-Sturgeon, Michael F Tlusty, James Sinclair, Michael R Springborn, Elizabeth F Pienaar, Andrew L Rhyne & Keller, R. 2019. When pets become pests: the role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17.6:323-330.
- Masin, S., Bonardi, A., Padoa-Schioppa, E., Bottoni, L., & Ficetola, G. F. 2014. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. *Biological Invasions* 16.1:217-231.
- Maximo, I. M., Brandao, R. A., Ruggeri, J., & Toledo, L. F. 2021. Amphibian Illegal Pet Trade and a Possible New Case of an Invasive Exotic Species in Brazil. *Herpetological Conservation and Biology* 16.2:303-312.
- McGeoch M. A., Butchart S. H., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Hoffmann, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16.1:95-108.
- Measey, G. J., Rödder, D., Green, S. L., Kobayashi, R., Lillo, F., Lobos, G., R. Rebelo & Thirion, J. M. 2012. Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* 14.11:2255-2270.
- Measey, G. J., Vimercati, G., De Villiers, F. A., Mokhatla, M., Davies, S. J., Thorp, C. J., A.D. Rebelo & Kumschick, S. 2016. A global assessment of alien amphibian impacts in a formal framework. *Diversity and distributions* 22.9:970-981.
- Mecke, S. 2014. Review risks before eradicating toads. *Nature* 511.7511:534-534.
- Ministerstvo životního prostředí. 2022. Nepůvodní invazní druhy – legislativa. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni_invazivni_druhy_legislativa (Citováno listopad 2022)
- Mohanty, N. P. & Measey, J. 2019. The global pet trade in amphibians: species traits, taxonomic bias, and future directions. *Biodiversity and conservation* 28.14:3915-3923
- Mungi, N. A. & Qureshi, Q. 2018. On the history, politics and science of invasion ecology. *DIALOGUE: science, scientists, and Society*, 1.2018:1-16.
- Murphy, B. G., Hillman, C., & Groff, J. M. 2015. Chytridiomycosis in dwarf African frogs *Hymenochirus curtipes*. *Diseases of aquatic organisms* 114.1:69-75.
- Oficialdegui, F. J., Sánchez, M. I., Monsalve-Carcaño, C., Boyero, L., & Bosch, J. 2019. The invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) increases infection of the amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *Biological Invasions*, 21.11:3221-3231.
- Our Worl in Data. 2022. Poaching and Wildlife Trade. Avaliable from: <https://ourworldindata.org/poaching-and-wildlife-trade> (Accessed Novebember 2022)
- Patoka, J., Magalhães, A. L. B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., & Vitule, J. R. S. 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation* 27.11:3037-3046.
- Perrill, S. A., & Daniel, R. E. 1983. Multiple egg clutches in *Hyla regilla*, *H. cinerea* and *H. gratiosa*. *Copeia* 1983.2:513-516.
- Pyšek P. 2018. Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 5:210-213.

- Reed R. N., Kraus F. 2010. Invasive reptiles and amphibians: global perspectives and local solutions. *Animal Conservation* 13.1:3-4.
- Richardson, D. M., & Pyšek, P. 2012. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist* 196.2:383-396.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6.2:93-107.
- Robertson, P. A., Mill, A., Novoa, A., Jeschke, J. M., Essl, F., Gallardo, B., Juergen Geist, Ivan Jarić, Xavier Lambin, Camille Musseau, Jan Pergl, Petr Pyšek, Wolfgang Rabitsch, Menja von Schmalensee, Mark Shirley, David L. Strayer, Robert A. Stefansson, Kevin Smith & Olaf Booy. 2020. A proposed unified framework to describe the management of biological invasions. *Biological Invasions* 22.9:2633-2645.
- Rosen Gail Emilia, Smith Katherine F. 2010. Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth* 7.1:24-32.
- Ruiz Gregory M., Carlton James T. 2003. Invasive species: vectors and management strategies. Island press. Washington D. C. p 518. ISBN: 1559639032
- Scalera, R. 2007. An overview of the natural history of non-indigenous amphibians and reptiles. *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* 141-160.
- Secondi, J., Dejean, T., Valentini, A., Audebaud, B., & Miaud, C. 2016. Detection of a global aquatic invasive amphibian, *Xenopus laevis*, using environmental DNA. *Amphibia-Reptilia* 37.1:131-136.
- Scheele, B. C., Pasmans, F., Skerratt, L. F., Berger, L., Martel, A. N., Beukema, W., & Canessa, S. 2019. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* 363.6434:1459-1463.
- Soto, I., Cuthbert, R. N., Kouba, A., Capinha, C., Turbelin, A., Hudgins, E. J., Christophe Diagne, Franck Courchamp, & Haubrock, P. J. 2022. Global economic costs of herpetofauna invasions. *Scientific reports*, 12.1:1-12.
- Stringham, O. C. & Lockwood, J. L. 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.
- Teem, J. L., Alphey, L., Descamps, S., Edgington, M. P., Edwards, O., Gemmell, N., Tim Harvey-Samuel, Rachel L. Melnick, Kevin P., Antoinette J. Piaggio, J. Royden Saah, Dan Schill, Paul Thomas, Trevor Smith and & Roberts, A. 2020. Genetic biocontrol for invasive species. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 8:452.
- Tingley, R., Romagosa, C. M., Kraus, F., Bickford, D., Phillips, B. L., & Shine, R. 2010. The frog filter: amphibian introduction bias driven by taxonomy: body size and biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 19:496–503.
- Tingley, R., Phillips, B. L. & Shine, R. 2011. Establishment success of introduced amphibians increases in the presence of congeneric species. *The American Naturalist*, 177.3:382-388.
- Tsuji, H., & Lue, K. Y. 2000. The reproductive ecology of female *Rana* (*Limnonectes*) *kuhlii*, a fanged frog of Taiwan, with particular emphasis on multiple clutches. *Herpetologica* 153-165.

- USGS. 2023. Nonindigenous Aquatic Species *Dryophytes cinereus*. Available from: <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=53> (Accessed January 2023)
- USGS. 2023a. Nonindigenous Aquatic Species *Kaloula pulchra*. Available from: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=2865> (Accessed February 2023)
- USGS. 2023b. Nonindigenous Aquatic Species *Lithobates pipiens*. Available from: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=74> (Accessed February 2023)
- USGS. 2023c. Nonindigenous Aquatic Species *Lithobates clamitans*. Available from: <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=72> (Accessed February 2023)
- Van de Koppel, S. & J. H. Vos. 2013. Risk Analysis of the Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) in the Netherlands. *Natuurbalans – Limes Divergens BV / NEC-E, Nijmegen*.
- Van Der Meijden Arie, Herrel Anthony. 2014. An analysis of the live reptile and amphibian trade in the USA compared to the global trade in endangered species. *Herpetological Journal* 24:103–110
- Van Wilgen, N. J., & Richardson, D. M. 2012. 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.
- Vimercati, G., Davies, S. J., Hui, C., & Measey, J. 2021. Cost-benefit evaluation of management strategies for an invasive amphibian with a stage-structured model. *NeoBiota* 70: 87.
- Wake, D. B., & Koo, M. S. 2018. Amphibians. *Current Biology* 28.21: R1237-R1241.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London. p. 244. ISBN: 0412591901
- Wilson, J. R., Dormontt, E. E., Prentis, P. J., Lowe, A. J., & Richardson, D. M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in ecology & evolution* 24.3:136-144.
- Wittenberg Rüdiger, Cock Matthew JW. 2001. Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. CABI International, Wallingford, Oxon. p. 255. ISBN: 085199 5691

9 Přílohy

PŘÍLOHA I: Seznam hodnocených druhů.

Tab. 1 Hodnocení zástupci řádu Ambystomatoidea (Systematika převzata z BioLib 2022).

ČELEĎ	DRUH
<i>Ambystomatidae</i>	axolotl skvrnitý <i>Ambystoma maculatum</i> (Shaw, 1802) axolotl mexický <i>Ambystoma mexicanum</i> (Shaw & Nodder, 1798) axolotl tygrovaný <i>Ambystoma tigrinum</i> (Green, 1825)

Tab. 2 Hodnocení zástupci řádu Salamandroidea (Systematika převzata z BioLib 2022).

ČELEĎ	DRUH
<i>Salamandridae</i>	čolek východní <i>Hypselotriton orientalis</i> (David, 1873) čolek ohňobřichý <i>Cynops pyrrhogaster</i> (Boie, 1826) čolek Strauchův <i>Neurergus strauchii</i> (Steindachner, 1887) pačolek čínský <i>Paramesotriton chinensis</i> (Gray, 1859) čolek pyskatý <i>Paramesotriton labiatus</i> (Unterstein, 1930) trnočolek bradavčitý <i>Tylototriton verrucosus</i> Anderson, 1871

Tab. 3 Hodnocení zástupci řádu Anura (Systematika převzata z BioLib 2022).

ČELEĎ	DRUH
<i>Aromobatidae</i>	pralesnička hnědavá <i>Allobates femoralis</i> (Boulenger, 1884)
<i>Arthroleptidae</i>	rákosnička žlutoskvrnná <i>Leptopelis flavomaculatus</i> (Günther, 1864)
<i>Bufo</i>	ropucha Blombergova <i>Rhaebo blombergi</i> (Myers & Funkhouser, 1951)
	ropucha obrovská <i>Rhinella marina</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Bombinatoridae</i>	kuňka východní <i>Bombina orientalis</i> (Boulenger, 1890)
<i>Ceratophryidae</i>	rohatka ozdobná <i>Ceratophrys ornata</i> (Bell, 1843)
<i>Dendrobatidae</i>	pralesnička brazilská <i>Adelphobates galactonotus</i> (Steindachner, 1864)
	pralesnička černožlutá <i>Ameerega trivittata</i> (Spix, 1824)
	pralesnička batiková <i>Dendrobates auratus</i> (Girard, 1855)
	pralesnička harlekýn <i>Dendrobates leucomelas</i> Steindachner, 1864
	pralesnička drobná <i>Oophaga pumilio</i> (Schmidt, 1857)
	pralesnička pruhovaná <i>Phyllobates vittatus</i> (Cope, 1893)
	pralesnička síťkovaná <i>Ranitomeya reticulata</i> (Boulenger, 1884)
<i>Eleutherodactylidae</i>	bezblanka martinická <i>Eleutherodactylus martinicensis</i> (Tschudi, 1838)
<i>Hylidae</i>	listovnice červenooká <i>Agalychnis callidryas</i> (Cope, 1862)
	rosnička bělopruhá <i>Dryophytes cinereus</i> (Schneider, 1799)
	rosnička měnivá <i>Dryophytes versicolor</i> (LeConte, 1825)
	rosnice siná <i>Ranoidea caerulea</i> (White, 1790)

Tab. 3 Hodnocení zástupci řádu Anura (Systematika převzata z BioLib 2022).

ČELEĎ	DRUH
<i>Hylidae</i>	rosnice červenooká <i>Ranoidea chloris</i> (Boulenger, 1892) listovnice pestrá <i>Pithecopus hypochondrialis</i> (Daudin, 1800) rosnička západoamerická <i>Pseudacris regilla</i> (Baird & Girard, 1852)
<i>Hyperolidae</i>	rákosnička hnědobřichá <i>Hyperolius fusciventris</i> Peters, 1876 rákosnička mokřadní <i>Hyperolius tuberilinguis</i> Smith, 1849 rákosnička červenonohá <i>Kassina maculata</i> (Duméril, 1853) kasina senegalská <i>Kassina senegalensis</i> (Duméril & Bibron, 1841)
<i>Megophryidae</i>	pablatnice nosatá <i>Megophrys nasuta</i> (Schlegel, 1858)
<i>Microhylidae</i>	parosnička nádherná <i>Kaloula pulchra</i> Gray, 1831 parosnička rajská Dyscophus antongilii Grandidier, 1877 parosnička skvostná <i>Microhyla pulchra</i> (Hallowell, 1861)
<i>Pipidae</i>	drápatečka krátkonohá <i>Hymenochirus curtipes</i> Noble, 1924 drápatka vodní <i>Xenopus laevis</i> (Daudin, 1802)
<i>Ptychadenidae</i>	ptychadena obecná <i>Ptychadena mascareniensis</i> (Duméril & Bibron, 1841)
<i>Pyxicephalidae</i>	hrabatka drsná <i>Pyxicephalus adspersus</i> Tschudi, 1838
<i>Ranidae</i>	skokan harlekýn <i>Pulchrana signata</i> (Günther, 1872) skokan volský <i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802) skokan křiklavý <i>Lithobates clamitans</i> (Latreille, 1801)

Tab. 3 Hodnocení zástupci řádu Anura (Systematika převzata z BioLib 2022).

ČELEĎ	DRUH
<i>Ranidae</i>	skokan levhartí <i>Lithobates pipiens</i> (Schreber, 1782)
	skokan malajský <i>Odorrana hosii</i> (Boulenger, 1891)
	skokan saharský <i>Pelophylax saharicus</i> (Boulenger in Hartert, 1913)
<i>Rhacophoridae</i>	drsnokožka stříkaná <i>Nyctixalus pictus</i> (Peters, 1871)
	létavka obecná <i>Polypedates leucomystax</i> (Gravenhorst, 1829)
	létavka černoblanná <i>Rhacophorus nigropalmatus</i> Boulenger, 1895
	létavka šironohá <i>Rhacophorus reinwardtii</i> (Schlegel, 1837)
	drsnokožka poznamenaná <i>Theلودerma asperum</i> (Boulenger, 1886)