

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**  
**katedra**

**Využití programu MaxEnt při predikci biologických invazí**

.....  
doktorská disertační práce

**Autor: Ing. Lucie Bohatá**

**Školitel: doc. Ing. Jiří Patoka, Ph.D., DiS.**

**Praha 2023**

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že tuto disertační práci "Využití programu MaxEnt při predikci biologických invazí" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího doktorského studia doc. Ing. Jiřím Patokou, Ph.D., DiS., 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 práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne \_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS. za odborné a laskavé vedení, za jeho čas, věcné rady a cennou pomoc.

## **Abstrakt**

Tato práce poskytuje pohled na problematiku biologických invazí, jako jednoho z nejzávažnějších ohrožení lokální i globální biodiverzity s následky sahajícími do oblastí socioekonomiky, ochrany přírody a její funkčnosti, humánní i veterinární medicíny atd. K zamezení šíření nepůvodních druhů, tudíž k prevenci před negativními dopady invazních druhů by měla v první řadě sloužit legislativa. I přes snahy legislativních změn na úrovni Evropské unie, jako je stěžejní Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014 o prevenci a regulaci introdukcí či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, regulující transport, trh a chov invazních druhů ohrožujících státy Evropské unie (EU) se ochrana před zavlečením nepůvodních druhů jeví jako poměrně chudá. Cílem práce je u jednotlivých vybraných druhů ze zájmových druhů je predikovat jejich potenciál k uchycení na vybraných nepůvodních lokalitách. Při potvrzení potenciálního výskytu pak navrhnout opatření vedoucí k zamezení šíření těchto druhů v predikovaných oblastech V této práci je k predikci použit hojně využívaný a vysoce spolehlivým programem MaxEnt. Tento program modeluje potenciální výskyt určených druhů na základě výskytu druhu a environmentálních charakteristik nutných pro životaschopnost druhu.

**Klíčová slova:** MaxEnt, prevence, invazní druh, nepůvodní druh, klimatické vrstvy, biodiverzita

# Obsah

1	Úvod .....	1
2	Literární rešerše .....	2
2.1	Biologické invaze – globální problém .....	2
2.2	Terminologie .....	4
2.3	Invazní proces .....	6
2.4	Disperze organizmů .....	8
2.4.1	Příklady šíření nepůvodních druhů na území ČR .....	10
2.4.2	Příklady nepůvodních druhů ve světě .....	13
2.5	Legislativa spojená s nepůvodními druhy .....	15
2.5.1	Legislativní a právní nástroje EU a ČR .....	15
2.5.2	Legislativní a právní nástroje ve světě .....	23
2.6	Kontrola a management nepůvodních druhů .....	24
2.6.1	Eradikace .....	25
2.6.2	Prevence .....	26
2.7	Predikce .....	27
2.7.1	SDM (species distribution models) .....	28
2.7.2	Maxent .....	30
2.7.3	Hodnocení rizikovosti .....	30
3	Hypotézy .....	32
4	Metodika .....	33
4.1	MaxEnt .....	33
4.2	Sběr dat .....	34
4.2.1	Data výskytu druhu .....	34
4.2.2	Data environmentálních charakteristik .....	34
4.3	Úprava dat a výstupů .....	35
4.4	Nastavení programu a vkládání datových souborů .....	37

4.5	Hodnocení výstupu a čtení z nich .....	38
4.6	Prezentace výsledků.....	41
5	Výsledky.....	43
5.1	Publikované články spoluautorské.....	43
5.2	Publikované články prvoautorské .....	52
5.3	Ostatní publikace .....	67
6	Závěr.....	68
7	Zdroje .....	70
7.1	Literatura.....	70
7.2	Legislativní dokumenty .....	79
8	Publikované články .....	81
9	Ostatní výstupy a spolupráce.....	131

# 1 Úvod

Lidská činnost má významný a nezpochybnitelný vliv na lokální i globální ekosystémy (Clavero a García-Berthou, 2005; Goudie, 2019; Tilman et al., 2001). Ať už v primárním či sekundárním důsledku, je antropogenní vliv spojován se ztrátou biodiverzity – od úrovně genetické až po ekosystémy, vymíráním taxonů, změnou klimatu vedoucím k globálnímu oteplování apod. (Gherardi, 2007; Hulme, 2009a; Simberloff, 2005). Celosvětové změny prostředí jdou ruku v ruce s rostoucí mírou globalizace a obchodu. Obchod a pohyb komodit přes celý svět, v krátkém časovém měřítku, je označován jako hlavní příčina a cesta šíření nepůvodních organismů, které se mohou stát invazními s negativním dopadem na původní prostředí (Turbelin, Malamud et al., 2017). Vědecká i odborná veřejnost má nesčetné důkazy škodlivosti nepůvodních druhů v novém prostředí včetně vyhynutí populací, ekosystémových změn a změn ve složení druhové biodiverzity, jež mohou vést až k abiotickým změnám v prostředí jako je například tok živin, vodní cyklus či složení půdy (Clavero et al., 2009; Clavero a García-Berthou, 2005; Courchamp et al., 2003; Huxel, 1999; Charles a Dukes, 2008; Mooney a Cleland, 2001; Patoka et al., 2017; Rhymer a Simberloff, 1996; Serniotti et al., 2019).

Eradikace těchto organismů z prostředí je velice složitá, zdlouhavá, finančně nákladná a velice často nemožná, někdy dokonce se sporným až negativním výsledkem (tzv. palbou do vlastních řad). Proto by měl být hlavní důraz kladen na prevenci, která je vhodným finančně i časově méně náročným způsobem ochrany prostředí před šířením nepůvodních druhů s následkem invazí (Gallardo a Aldridge, 2013; Mack et al., 2000).

V dílčích ekosystémech probíhá nespočet mechanismů a zákonitostí, které lze jen těžko předvídat. Nástrojem pro lepší představu a pochopení chování a vlastností reálných systémů jsou predikční modely jakým je například program MaxEnt (Phillips, 2005). Tento program je hojně využíván k modelování výskytu druhů v ochranářské (Blank a Blaustein, 2012; Oberdorff et al., 2015), ale i invazní biologii (Giovanelli et al., 2008; Ward, 2007; Yonvitner et al., 2020). Na základě jeho spolehlivosti, správného nastavení a znalostí problematiky lze úspěšně předpovědět potenciální výskyt konkrétního druhu (Franklin a Miller, 2010).

Závažné dopady ovlivňující ekosystémovou funkčnost, vysoké finanční náklady v boji s invazními druhy apod. by měly být, v tomto světě „bez hranic“, důvodem vedoucím k intenzivnějšímu zaměření na prevenci a regulační legislativu s jasnou implementací v praxi.

## 2 Literární rešerše

### 2.1 Biologické invaze – globální problém

Šíření (nepůvodních) organismů může být přirozeným procesem, který je nezbytný pro dynamiku ekosystému a udržení biologické rozmanitosti. Ovšem v tomto pozitivním smyslu se jedná pouze o přirozený a relativně pomalý proces, kdy jednotlivé druhy se bez zásahu člověka či jeho činnosti šíří na nové lokality (Nentwig, 2008). Počátky šíření nepůvodních organismů negativně zasahujících do přirozené dynamiky ekosystémů jsou spojovány s rozvojem zemědělství v neolitu (cca 8 000 let př. n. l.), kdy se začaly šířit kulturní plodiny, včetně plevelů, a domestikovaná zvířata, včetně jejich chorob a parazitů. S postupujícím objevováním světa lidmi a vzrůstajícím obchodem se zvyšoval trend šíření nepůvodních druhů organismů (Görner, 2018). Za milník šíření nepůvodních druhů v nejběžnějším slova smyslu je považován rozvoj námořní dopravy (16. století). Propojením starého a nového světa, se začaly šířit nepůvodní druhy organismů skrze celý svět včetně nejdlejších částí (Courchamp et al., 2003; Turbelin et al., 2017). Tímto propojením do značné míry vymizely přírodní geografické bariéry, které v rámci miliónů let tvořily vymežující prvek pro šíření organismů (Mooney a Cleland, 2001). Otevřela se vstupní brána pro nepůvodní organismy nejrůznějších taxonů, od prokaryotních organismů po velké savce (Hulme, 2009a; Nentwig, 2008). Byť geograficky izolované ekosystémy a jejich biologické bohatství oddělené vyvíjejících se taxonů, jakými jsou například ostrovy, jsou nejohroženější, negativní dopad biologických invazí je prokazatelný i na geograficky větších územích jakými jsou například kontinenty. S příchodem nepůvodních druhů dochází k ekosystémovým změnám a strukturálním změnám biodiverzity skrze predanční tlak, potravní a prostorovou konkurenci, hybridizaci, přenos patogenů a další (Gherardi, 2007; Simberloff, 2005).

Specifickou a rozsáhlou skupinou jsou zemědělské plodiny, v krajinářství využívané rostliny, domácí, hospodářská zvířata apod., bez kterých si dnešní svět jen stěží dokážeme představit. Například ve Spojených státech se odhaduje, že 98% jejich potravinové produkce pochází z nepůvodních druhů (J.H. Thorp a Rogers, 2016). Dle Pimentela et al. (2001) je v šesti zkoumaných regionech (USA, Velká Británie, Austrálie, Indie, Jihoafrická republika a Brazílie) na 120 000 nepůvodních druhů (mikroorganismy, rostliny, bezobratlí, obratlovcí). Přestože jen u 20-30 % z nich se předpokládá negativní dopad na ekosystémy či jsou považovány za škůdce, ročně tyto oblasti vyplatí celkem 300 miliard dolarů na pokrytí škod a případnou snahu o eradikaci těchto druhů. Dle legislativních pramenů z roku 2014 se na území Evropské unie (EU) vyskytuje na 12 000 nepůvodních druhů s odhadovaným



procentuálním zastoupením 10-15 % invazních druhů (preambule Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014). Aktuální odhad z online zdroje EU (EASIN – European Alien Species Information Network - <https://easin.jrc.ec.europa.eu>), provázejícím problematikou nepůvodních druhů, odhaduje výskyt přibližně 14 000 nepůvodních druhů organismů. K roku 2014 Evropská komise uvedla odhadovanou roční ztrátu 12 milionů € při pokrývání škod a boje s invazními druhy. V České republice se dle Pyšek et al. (2012) vyskytuje na 1454 nepůvodních druhů (archeobioty – 350 druhů, neobioty – 1104 druhů) rostlin, z toho jsou 4 % považována za invazní druhy. Šefrová a Laštůvka (2005) se ve své práci zabývají živočišnými druhy ČR a uvádějí na 595 nepůvodních druhů z toho je 19 % označeno jako invazní druh.

Příkladem domestikovaných nepůvodních druhů s významným negativním dopadem může být feralizovaná kočka domácí (*Felis silvestris* f. *catus* Linnaeus, 1758), která byla během 17. století kolonizátory přepravována do různých koutů světa za účelem boje proti hlodavčím škůdcům. Svou přímou predací, potravní kompeticí, hybridizací s původními druhy a přenosem patogenů vede k strukturním změnám původních společenstev, a to až s následkem vymírání druhů (Medina et al., 2014; Woodward a Quinn, 2011). Jeden z modelových příkladů negativního dopadu kočky domácí na původní faunu lze jednoznačně uvést Austrálii, kam byla v 17. století zavlečena kolonizátory. Na velké části toho evolučně i prostorově odděleném kontinentu vymizeli savci ve váhovém rozmezí 35g – 5,5kg, což je často spojováno s introdukcí nepůvodních druhů jako je právě kočka domácí (Simberloff a Rejmánek, 2011). O škodách, které rozšíření kočky domácí celosvětově způsobuje, vypovídá i práce (Lowe et al., 2000). Na tomto IUCN seznamu „100 of the World’s Worst Invasive Alien Species“ je společně s Jelenem sikou (*Cervus nippon* Temminck, 1838) jedním ze 14 druhů savců, jejichž uchycení má negativní dopad v globálním měřítku.

Jelena sika je zástupce volně žijící fauny, jehož původní domovinou je východní Asie. Tento menší příbuzný jelena evropského (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) byl na přelomu 19. a 20. století vysazován v nejrůznějších koutech světa od Severní Ameriky přes Nový Zéland, Papuu Novou Guineu po státy Evropy, za účelem okrasného chovu nebo lovné zvěře. V nepůvodních oblastech se stal významným škůdcem přirozených stanovišť. Svým spásáním a projevem přirozeného chování, způsobují tyto jeleni změny v porostech vegetace, což vede ke změně celkové biodiverzity prostředí. S jelenem sikou byla nevědomě zavlečena nepůvodní parazitická hlístice (*Ashworthius sidemi* Schulz, 1933), která parazituje u původních druhů přežvýkavců a hospodářských zvířat. Hybridizací siky s jelenem evropským se rodí plodné potomstvo, které ohrožuje integritu genomu původního druhu. Dopady v

socioekonomické sféře se týkají škod na zemědělských plodinách a srážkách s dopravními prostředky (Genovesi a Putman, 2009; Lammertsma et al., 2012; Senn a Pemberton, 2009).

Negativní dopad nepůvodních druhů organizmů na různé sféry působnosti, např. životní prostředí, socioekonomiku, humánní i veterinární medicínu, je staví na pomyslný post jednoho z celosvětově hlavních témat biologie posledních pár dekad (Barker, 2002; Gurevitch a Padilla, 2004; Mooney et al., 2005; Pimentel, 2011). Jak potvrzují mnohé studie, nepůvodní druhy, respektive invazní druhy jsou jednou z hlavních příčin ohrožující funkčnost ekosystémů skrze změny biotopů, lokální i globální biodiverzitu, zachování genofondu původních druhů a vedou k vymírání taxonů, včetně ohrožených druhů a endemitů. Tyto strukturální a funkční změny ekosystémů vedou ke změnám koloběhů živin, prvků, vody a energie v prostředí s následnou změnou zastoupení početnosti jedinců i druhů v prostředí (Clavero et al., 2009; Clavero a García-Berthou, 2005; Courchamp et al., 2003; Huxel, 1999; Mooney a Cleland, 2001; Patoka et al., 2017; Rhymer a Simberloff, 1996; Serniotti et al., 2019).

## 2.2 Terminologie

S rozvíjejícím se oborem vznikalo stále více různých termínů, které se navzájem překrývaly anebo popisovaly odlišné jevy. Důsledkem toho autoři často ve svých pracích tyto termíny používali nejednotně či chybně. Následkem toho vznikala nesrozumitelnost výkladu jednotlivých studií. Na základě práce Richardson et al. (2000) a posléze práci Blackburn et al. (2011) byla navržena sjednocující terminologie v anglickém jazyce, která byla přijata velkou částí odborné veřejnosti. I přes snahy sjednocení, nadále panují rozdíly, a to zejména v terminologii používané vědeckých pracích a terminologii v legislativní. Například „invazní druh“ je z pohledu biologie a ekologie vnímán jako druh, jenž díky lidské činnosti překonal geografické bariéry a na novém území se úspěšně rozšířil (Blackburn et al., 2011; Richardson et al., 2000). Pro legislativní a ochranné účely (viz. IUCN <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>) je invazní druh rozšířen o kritérium negativního dopadu v oblasti biodiverzity, ekosystémových změn, ekonomiky apod. (Nařízení EP a Rady č. 1143/2014) V českém jazyce je situace obdobná. Už jen při legislativní výkladu základního termínu „nepůvodní druh“ narazíme na rozdílné definice Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 a Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992Sb. Z pohledu Evropské legislativy je nepůvodním druhem živý jedinec (na úrovni druhu, nižšího taxonu a kříženců) všech říší (živočich, rostlina, houba či mikroorganismus) zavlečených nebo vysazených mimo

svůj přirozený areál včetně jejich částí, které mohou přežít a rozmnožit se (gamety, semena, vejce nebo propagule). Kdežto v české legislativě je tento termín uveden jako „geograficky nepůvodní druh“ a definuje ho poměrně stroze jako rostlinný nebo živočišný druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.

Uvedený výklad termínů vychází z návrhu předloženého Pyškem et al. (2008), který odpovídá výkladu pojmů z pohledu ekologie:

- Původní druh – druh, který na daném území vznikl v průběhu evoluce anebo druh, který se na dané území rozšířil bez přispění antropogenní činnosti.
- Nepůvodní druh – zavlečený druh, který se na nové území rozšířil překonáním geografických bariér vlivem antropogenní činnosti.
- Naturalizovaný druh (etablovaný druh) – nepůvodní druh, který se na novém území uchytí. Daný druh se na území pravidelně rozmnožuje bez přispění člověka.
- Introdukce (zavlečení) – úmyslné nebo neúmyslné vysazení druhu v oblasti mimo původní areál výskytu.
- Invazní druh – definice tohoto termínu není jednotná. Z pohledu ekologického se jedná o druh nepůvodní druh, který se na novém území rychle šíří do větších vzdáleností od mateřských populací. Podobná definice odpovídá výkladu termínu dle IUCN, která specifikuje území, kde se druh šíří.
- Invaze – proces šíření nepůvodního druhu obsahující různá stadia invazního procesu (od přechodného zavlečení po samotné invazivní chování).
- Invadovanost – vlastnost společenstva, biotopu nebo stanoviště vyjadřující mírou uchycení nepůvodních druhů.
- Invazibilita – vlastnost společenstva, biotopu nebo stanoviště vyjadřující náchylnost či rezistenci vůči invazím.
- Invazivnost – vlastnost nepůvodního druhu invadovat novou oblast.
- Propagule – část nebo vývojové stadium organismu schopné rozmnožování. V českém jazyce se používá zejména v botanice, kdežto v anglické odborné literatuře se s tímto výrazem setkáme i u živočichů (van Leeuwen, Tollenaar, & Klaassen, 2012; Yamanishi, Yoshida, Fujimori, & Yusa, 2012).
- „Propagule pressure“ (neexistuje český ekvivalent) – navrhovaným ekvivalentem je přísun diaspor (část rostlin sloužících k rozmnožování - <http://kfrserver.natur.cuni.cz/studium/prednasky/anatomie/slovník/slovník.htm>).

V rozšíření na živočišnou skupinu lze tento termín definovat jako přísun propagulí.

- Neobiota – druhy, které se na dané území rozšířily po r. 1500, kdy došlo k propojení Starého a Nového světa skrze rozvíjející se námořní dopravu.
- Archeobiota – druhy, které se na nové území rozšířily před rozvojem námořní dopravy (od počátku neolitického zemědělství do konce středověku).

### 2.3 Invazní proces

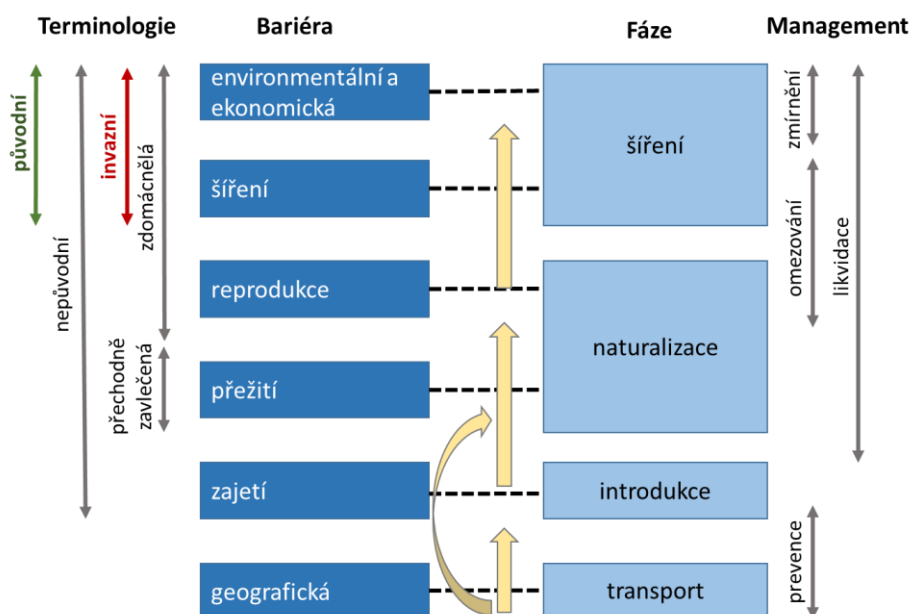
V 19. století se v dílech přírodovědců jakými byli např. Charles Darwin, Alphonse De Candolle, Joseph Hooker a Charles Lyell začaly objevovat záznamy o nepůvodních a naturalizovaných druzích (Richardson a Pyšek, 2007). Ovšem v té době těmto druhům nebyla přisuzován reálná míra vlivu, kterou by mohly mít na nové ekosystémy. Až v roce 1958 přišel s průlomovým dílem anglický zoolog a ekolog Charles S. Elton. Jeho kniha „The Ecology of Invasions by Animals and Plant“ (1958), v níž popisuje devastující vliv nepůvodních druhů na původní ekosystémy, je dodnes brána jako milník a počátek vzniku nového oboru moderní biologie – invazní biologie (Richardson a Pyšek, 2008).

Invazní biologie prochází posledními dvěma desetiletími intenzivním rozvojem se snahou porozumět procesům a zákonitostem šíření a uchycení organismů v novém prostředí. Motivací je vytvoření efektivních nástrojů pro ochranu přírody před invazemi a jejich negativními dopady. Tomu do značné míry brání nejednotnost v popsáních pojmech a procesech invazní biologie. Tato nejednotnost z části vychází ze samotného vývoje invazní biologie, kdy se studium problematiky dlouho zaměřovalo na jednotlivé taxony a biotopy, což vedlo k duplicitě terminologie, definic a modelových rámců totožných pojmů a procesů (Blackburn et al., 2011; Richardson et al., 2000; Šefrová a Laštůvka, 2005). Blackburn et al. (2011) sjednotil problematiku do jednotného rámce a terminologie, definované na základě populačně ekologických bariér. V tomto rámci (obrázek 1) je invaze chápána jako proces, při němž organismus hierarchicky překonává jednotlivé bariéry limitující jeho šíření (od geografických přes environmentální, reprodukční po bariéry zamezující šíření).

Na úspěšnosti invadování nového prostředí nepůvodním druhem má vliv mnoho biotických i abiotických faktorů. Množství jedinců a frekvence jejich výskytu v novém prostředí, doba, kterou má organismus na přizpůsobení se, biologie a životní strategie druhu a samotný fakt, že jsou na území noví a neznámí (hypotéza úniku před nepřáteli) (Hufbauer a Torchin, 2008; Sol, 2008). Dalším důležitým faktorem je genetická variabilita nepůvodních

druhů, která se do prostředí dostává. Při nízké variabilitě introdukovaných jedinců může dojít k pozvolné a samostatné degradaci druhu v novém prostředí pomocí „bottleneck efekt“ (pokles genetické diverzity). Na druhou stranu, se tento efekt projevit nemusí, jelikož často dochází k opakovaným introdukcím se zavlečením jedinců s odlišným genotypem anebo hybridizací s původní faunou s následným navýšením genetické diverzity. Toto pravidlo nelze obecně aplikovat, jelikož jsou skupiny organismů, u kterých genetická variabilita nehraje podstatnou roli. Například řada bezobratlých včetně partenogeneticky množících se jedinců, jakými jsou celosvětově invazní rak mramorovaný (*Procambarus virginalis* (Lyko, 2017)) nebo písečník novozélandský (*Potamopyrgus antipodarum* (Smith, 1889) (Chucholl et al., 2012; Levri et al., 2007; Neiman, 2006; Sol, 2008). Zdá se, že daleko větší roli v uchycení nepůvodních druhů hraje stabilita a nenarušenost prostředí včetně množství volných nik, které má dané společenstvo k dispozici. Čím je společenstvo stabilnější s vysokým druhovým bohatstvím jeho invazibilita vůči novým druhům je vyšší. Je potřeba většího množství propagulí k tomu, aby se z nepůvodního druhu stal invazní (Colautti et al., 2006; Davis, Grime et al., 2000; Elton, 1958).

Ne všechny se zavlečených druhů se v nové oblasti uchytí. Jen zlomek uchycených druhů je schopen invadovat. Dříve obecně uznávanou teorií, dnes již spíše pro jednoduché a jasné znázornění, je tzv. pravidlo desetiny, kterou v 90. letech zformulovali Williamson and Fitter (1996). Pravidlo odhaduje, s jakou pravděpodobností přejde šířený druh přes jednotlivá stadia invazního procesu. Zhruba 10 % importovaných druhů se stane přechodně zavlečenými, z nich jen dalších 10 % naturalizuje a do stadia invazního druhu přejde opět jen 10 % z naturalizovaných. Statisticky odvozená pravděpodobnost 0,1 %, že se nepůvodní druh se stane invazním je poměrně zavádějící, jak se ukázalo v různých studiích zaměřujících se na odlišné skupiny organismů, jako jsou například sladkovodní ryby (Lapointe et al., 2012). Pravidlu desetiny je vytýkáno podceňování problematiky včetně dopadů, které mohou mít nepůvodní druhy v novém prostředí, což vede k podhodnocení potřeby legislativního opatření před zavlékáním nepůvodních druhů (Jarić a Cvijanović, 2012).



Obrázek 1: Schematické znázornění procesu invaze jako hierarchického překonávání bariér, základní terminologie a možnosti managementu. Upraveno z Kalous (2018) a Frouz and Moldan (2015) dle Blackburn et al. (2011) a Pyšek et al. (2012).

## 2.4 Disperze organismů

Schopnost šíření organismů je v různých časových horizontech jednou z klíčových vlastností evoluce i ekologie druhu, ať už se jedná o evoluční šíření jako je např. postglaciální šíření anebo ekologické např. uchycení na nových stanovištích. Schopnost organismu šířit se je závislá na mnoha faktorech a schopnostech druhu na základě kterých rozdělujeme organismy do dvou hlavních skupin disperze – aktivní disperze a pasivní disperze (Aubry et al., 2006; De Queiroz, 2005; Norton, 1988).

Organismy s nižší schopností aktivní disperze často využívají ke svému šíření jiných organismů (biotické vektory) či podmínek prostředí (abiotické vektory). Biotické vektory mohou propagule transportovat na svém vlastním povrchu či materiálu, který samy přenášejí (ektozoochorie) či v rámci jejich trávicího traktu (endozoochorie) (Aubry et al., 2006; Beran a Horský, 2002; Simonová et al., 2016; Wada et al., 2012). Mezi důležité taxony sloužící jako biotické vektory můžeme jednoznačně řadit ptáky, kteří jsou díky své vysoké schopnosti pohyblivosti v rámci velkých vzdáleností jedním z hlavních vektorů jiných druhů, a to rostlin i živočichů (Gittenberger, 2012). Dalším taxonem pravděpodobně zodpovědným za různá šíření organismů s nízkou schopností aktivního šíření jsou ryby (Vaughn a Taylor, 2000).

Existuje nespočet důkazů, že šíření organismů i na značné vzdálenosti (transkontinentální, transoceánské) probíhalo dlouho před tím, než začalo docházet

k antropogenní globalizaci spojované právě s výskytem nepůvodních a invazních druhů. Tato tvrzení se opírají o genetické analýzy, které poukazují na blízké vztahy organismů s nízkou schopností disperze vyskytujících se na velmi vzdálených lokalitách, ale i o přímé důkazy (Robert et al., 2008; De Queiroz, 2005).

Jak bylo zmíněno již výše lidská činnost, zejména ta spojená s globalizací a překračováním přirozených hranic během krátkého časového úseku, má za následek šíření organismů (Turbelin et al., 2017). Nejedná se pouze o druhy s pasivní disperzí. V rámci lidské činnosti docházelo a stále dochází k neúmyslné ale i úmyslné introdukci zvířat do nepůvodního prostředí (Pimentel, 2002). V rámci problematiky invazních druhů je právě lidská činnost pomyslným „hnacím motorem“, který stojí za narušováním přírodní rovnováhy (Barker, 2002; Clavero a García-Berthou, 2005; Hulme, 2009b; Nielsen et al., 2016; Turbelin et al., 2017)

Vzhledem k taxonomické pestrosti a životní strategii šířících se organismů bylo definováno šest základních cest nepůvodních druhů (Hulme et al., 2008):

- Vypuštění – záměrné vysazení/vypuštění druhu do volné přírody nového území (např. vysazování rostlin jako protierozní ochrana, vypouštění zvířat za účelem biologického boje, jako lovné zvěře).
- Únik – záměrné dovezení druhu na nové území se záměrem jeho kontrolovaného užívání. Do volné přírody nového území pak druh unikne samovolně (např. zavádění nových plodin, dovoz hospodářských zvířat, pěstování okrasných rostlin, zájmové chovy zvířat, živá návnada).
- Kontaminant – jedná se o nezáměrný dovoz do nového území, kdy nepůvodní druh zůstává skryt jako součást zásilky jiné komodity (např. parazité, škůdci plodin, plevele v semenných směsích, komezálkové převážných organismů).
- Černý pasažér – jedná se o nezáměrný převoz druhu na nové území tak, že využívá dopravního prostředku, aniž by o tom člověk věděl (např. je druh dovezen v nádržích s balastní vodou, je přichycen na trupu jako součást jeho znečištění).
- Koridor – jedná se o otevření nových cest pro přirozenou disperzi druhu činností člověka (např. propojování oceánů, moří, jezer a řek člověkem budovanými průplavy).
- Samovolně – jde o přirozené šíření druhu na nová území (definována v tomto případě politickými hranicemi), ovšem z centra, kam byl dříve druh zavlečen

činností člověka. S ohledem na to, že disperze je evolučně stabilní strategií, sem patří téměř všechny případy navazující na usazení nepůvodních druhů v nových územích.

#### 2.4.1 Příklady šíření nepůvodních druhů na území ČR

- Sladkovodní korýši

Hlavní cesty disperze vodních korýšů lze rozdělit do 3 koridorů – zájmový chov, lodní doprava a potravinářské odvětví. První cestou je zájmový chov se všemi jeho riziky záměrného i nezáměrného vypuštění organismů do volné přírody (Padilla a Williams, 2004). Specifickým příkladem je rak mramorovaný (*Procambarus virginalis* (Lyko, 2017)), jakožto nepůvodního druhu, s nejasnou domovskou lokalitou. Původ raka mramorovaného se odkazuje na raka klamavého (*Procambarus fallax* (Hagen, 1870)), který byl chován v akvakultuře a z něhož pravděpodobně vznikl nový druh – rak mramorovaný, dříve uváděný jako forma raka klamavého *Procambarus fallax* f. *virginalis*. Tento druh se partenogeneticky rozmnožuje, a právě přemnožení raků v akváriích vedlo, a stále vede, neznalé chovatele k vypuštění přemnožených jedinců na přirozená či polopřirozená stanoviště (Chucholl et al., 2012; Pearce et al., 2012). Další způsob šíření je lodní doprava. Skrze balastní vodu dochází k přenosu organismů na různé vzdálenosti. Přes moře, oceány nebo z jednoho povodí do dalšího se otevírá cesta pro aktivní či pasivní šíření druhu dále po povodí. Například blešivec velkohrbý (*Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894)) je úspěšně šířícím se živočichem, který byl introdukován pomocí lodní dopravy a balastní vody (Carvalho et al., 2008). Třetím významným způsobem introdukce druhů je potravinářské odvětví. Některé druhy korýšů byly zavlečeny na nepůvodní lokality kvůli konzumaci jich samotných nebo druhotně zavlečeny s nepůvodními druhy ryb či manipulací s rybí obsádkou (Carvalho et al., 2008; Gherardi, 2011).

Rizikovitost nepůvodních druhů korýšů spočívá v potravní konkurenci s původními druhy, v obsazování nik původních druhů, dopadů na složení biodiverzity a přenosu patogenů. Severoameričtí raci: rak pruhovaný (*Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817)), rak signální (*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)) a rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*) jsou přenašeči tzv. račího moru, vůči němuž jsou původní evropské druhy vysoce vnímavé a po nakažení hynou (Hutchinson et al., 2014; Chucholl et al., 2012). Krab čínský (*Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards, 1853) je na území ČR spíše náhodným hostem. Jakožto katadromní živočich potřebuje k rozmnožování mořskou vodu. Právě jeho schopnost migrace



na velké vzdálenosti je ohrožující s ohledem na možný přenos račího moru (Hutchinson et al., 2014). Za nebezpečné druhy se nepovažují z řad koryšů pouze raci, ale svou velikostí i méně nápadné druhy mohou narušit původní společenství. Kupříkladu blešivec velkohrbý (*Dikerogammarus villosus*) svou dravostí a kompetitivní schopností ohrožuje celá společenstva a jeho úspěšné uchycení má dopad na lokální biodiverzitu (Rabitsch, 2009).

- Sladkovodní měkkýši

Měkkýši jsou taxonem, který má relativně nízkou schopnost aktivního šíření, a přesto jsou jednou z často skloňovanou skupin živočichů v invazní problematice. Jejich šíření je závislé na pasivní disperzi, a to často pomocí antropogenní činnosti. V důsledku globalizace spojené s rozvojem obchodních cest se během posledních desetiletí intenzita šíření nepůvodních měkkýšů, včetně vodních, zvýšila (Cianfanelli et al., 2007). Mezi jednu z hlavních cest zavlečení patří zájmové chovy a jejich záměrné či nezáměrné vypuštění do volné přírody (Padilla a Williams, 2004). Může se jednat o dovoz měkkýšů určených přímo k chovu nebo o dovoz kontaminovaných komodit využívaných k této činnosti (rostliny, vybavení a osazení akvárií, jezírek) (Ng et al., 2016; Patoka et al., 2017). Dalším neopomenutelným zdrojem pro šíření nepůvodních druhů je lodní doprava. Balastní vodou mohou být měkkýši zavlečeni na dlouhé vzdálenosti, kde se následně uchytí a povodím se šíří dál (využívají proudů, přichyceni na jiné živočichy či předměty aj.) (Francis, 2012; Johnson a Carlton, 1996). V neposlední řadě jsou zdokumentovány případy šíření využívající zemědělské (se zemědělskými plodinami) a potravinářské odvětví (Cowie a Hayes, 2012; Zaranko et al., 1997). K invazím často dochází propojením různých cest šíření. Například na počátku šíření invazního druhu korbikuly asijské (*Corbicula fluminea* O. F. Müller, 1774) stáli čínští přistěhovalci, kteří si tento druh přivezli jako potravinu do Spojených států amerických. Za její globální invazi stojí sled lidských aktivit jako je transport balastní vodou, zájmový chov a následné vypuštění či přesuny juvenilních jedinců přichycených na lodích či jiných předmětech ponořených ve vodě (odumírající dřevo, rostliny, lana, bóje apod.) (Sousa et al., 2008).

V současné době je na území České republiky doložen výskyt 8 nepůvodních druhů vodních měkkýšů (Lorencová et al., 2015), kteří mají negativní i pozitivní vliv na vodní prostředí. Nepůvodní mlži, jako je škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana* (I. Lea, 1834)), korbikula asijská (*Corbicula fluminea*) či slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)), jsou dobrými filtrátory, kteří zvyšují kvalitu a průhlednost vody, a proto byli v českých lomech a pískovnách uměle vysazováni potápěči. Nicméně, vzhledem k tomu, že

potravně konkurují původní fauně a mají velice dobré reprodukční schopnosti, vytlačují původní organizmy, a způsobují tak ztrátu lokální biodiverzity. Při přemnožení těchto mlžů se negativní vliv projevuje i na socioekonomické úrovni, kdy může například dojít k ucpaní vodovodního potrubí nebo přítoků vodních elektráren či poškození majetku spojeného zejména s lodní dopravou (Gherardi, 2007; Woodward a Quinn, 2011). Mackie (1991) se ve své práci zabývá dopady slávičky mnohotvárné na původní faunu velkých mlžů v Jezeře svaté Kláry ze systému Velkých jezer Severní Ameriky. Kromě nepřímého negativního vlivu (např. potravní konkurence a obsazování nik) mají slávičky mnohotvárné přímý negativní vliv na faunu původních mlžů. Svými bysovými vlákny se přichycují k lasturám jiných mlžů a vlastní tíhou jim zamezují v otevření schránek nebo naopak zavření schránek, což je pro mlže nezbytné k přežití. V rámci České republiky není prozatím zdokumentováno tak silné přemnožení některého z nepůvodních druhů na výše zmíněné úrovni. Jedním z dobře zmapovaných nepůvodních mlžů pro Českou republiku je škeblice asijská, která může dosahovat vysoké populační hustoty a její parazitické larvy „glochidie“ konkurují o potenciální rybí hostitele původním druhům mlžů např. škeble říční *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) (Douda et al., 2016).

- Sladkovodní ryby

Dle Kopeckého et al. 2020 se sladkovodní ryby na nepůvodní oblasti dostávají 6 hlavními koridory – hospodářské či rekreační využití; nezáměrné šíření s hospodářsky významnou obsádkou; vlastní migrační aktivitou; zájmové druhy vypuštěné akvaristy; druhy chované v rybníční a uzavřené akvakultuře; druhy původní v rámci území státu, ale původní pouze v řekách konkrétních úmoří, vysazeny do řek nepůvodních úmoří.

Zástupcem prvního zmíněného koridoru je pstruh duhový *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), který je na území ČR využíván v akvakultuře i jako ryba vysazována k rekreačnímu rybolovu. Do této kategorie spadají i druhy, které byly vysazovány s cílem postupné aklimatizace jako je například pstruh duhový sumeček americký *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819). Mezi druhy, které nebyly na území ČR vysazeny záměrně, ale byly zavlečeny společně s násadou akvakulturních ryb jsou například zástupci z čeledi Gobiidae či střevlička východní *Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1846. Postupně se samovolně šířícím druhem je hrouzek Belingův *Romanogobio belingi* (Slastenenko, 1934), která se pravděpodobně po povodí Labe šíří ze sousedního Německa. Koljuška tříostná *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 je zástupcem skupiny ryb, které byly do povodí vysazeny ze zájmových akvaristických chovů. Na území ČR importovaný druh Amur černý

*Mylopharyngodon piceus* Richardson, 1846 je zástupcem ryby, která zatím pravděpodobně z uzavřeného akvakulturního systému neunikl do volné přírody. Druhem, který je na území ČR původní, ale jen v rámci určitých povodí, je úhoř říční *Anguilla Anguilla* Linnaeus, 1758. Tento druh je považován v povodí Dunaje za nepůvodní (Mlíkovský & Stýblo, 2006).

Rizikovitost šíření nepůvodních druhů ryb, jak druhů původních mimo území ČR, tak i druhů původních pouze v určitých povodí, byť na území ČR, spočívá v narušení druhové biodiverzity ryb, které může mít za následek narušení celkové biodiverzity prostředí. Například střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a karas stříbřitý (*Carassius gibelio* Bloch, 1782) jsou zástupci nepůvodních druhů, kteří z hlediska prostorové a potravní kompetice narušují niky původních druhů ryb. Právě druhový komplex karase stříbřitého je v posledních letech intenzivně zkoumán. Jedná se o komplex, u kterého je znám sexuální parazitismus. Jako jedinci s alternativním gynogenetickým způsobem rozmnožování snižují reprodukci heterospecifických druhů jako je například karas obecný (*Carassius carassius* Linné, 1758), který je chráněn jako kriticky ohrožený druh. Komplex karase stříbřitého je invazním druhem s jednoznačným negativním dopadem na původní biodiverzitu. Dále výše zmíněná střevlička východní je fakultativním parazitem, který napadá ostatní druhy ryb. Napadeným rybám poškozuje epitel i hlubší vrstvy kůže, čímž kromě samotného poškození jedince vzniká vstupní brána pro patogeny. V rybnících se střevličkou východní došlo k prokazatelnému snížení původních druhů ryb (Kopecký et al., 2020; Mlíkovský a Stýblo, 2006).

#### 2.4.2 Příklady nepůvodních druhů ve světě

- Sladkovodní korýši

Mnoho druhů korýšů se pomocí jejich larev, jako propagule v balastní vodě či v akvakultuře, může téměř neviditelně šířit po celém světě. Ovšem značná část nepůvodních druhů korýšů byla na nepůvodní oblasti rozšířena za účelem akvakulturního či zájmového chovu. Poměrně dobře známy jsou případy globálního šíření severoamerických druhů korýšů (Gherardi, 2007). Takovými příklady jsou například rak signální (*Pacifastacus leniusculus*), rak červený (*Procambarus clarkii* Girard 1852)) a rak pruhovaný (*Faxonius limosus*). Záměrným vypuštěním či nezáměrným únikem se tyto jedinci dostali do volné přírody, kde skrze obsazování nik, potravní kompetice či přenosu patogenů jako je račí mor (*Aphanomyces astaci* Schikora), který je pro evropské raky letální (Nentwig, 2008). Obzvláště devastující může být rozšíření nepůvodních druhů na menších prostorově ohraničených územích

s původní astakofaunou jako je například ostrov Nová Guinea. Část tohoto ostrova náleží Indonésii, která je známá pro svůj bohatý trh se zájmovými zvířaty včetně akvaristiky. Dle Yonvitnera et al. (2020) by mohli být na indonéském trhu k dispozici nejméně čtyři druhy severoamerických raků. V případě zavlečení těchto druhů do volné přírody Nové Guinei, by mohly být následky pro původní račí populaci fatální.

- Sladkovodní měkkýši

Na území Spojených států amerických (USA) je známo minimálně etablovaných druhů sladkovodních měkkýšů. Dva celosvětově nejrozšířenější druhy se značným dopadem na vodní ekosystémy i socioekonomickou sférou jsou slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)) a korbikula asijská (*Corbicula fluminea* (Müller, 1774)). Slávička mnohotvárná je mimo jiné nechvalně známá pro její abundanční schopnost (až 700 000 jedinců/m<sup>2</sup>), jako podklad používají i původní druhy měkkýšů, kdy jim svou vahou znemožní otevření lastury, a pro svou výbornou filtrační schopnost snižují množství potravy i kyslíku ve vodě. S vysokou populační denzitou se pojí i problematika socioekonomická, kdy rozsáhlé populace těchto jedinců pokrývají trupy lodí či ucpávají různá vodovodní potrubí. K roku 2005 byla ekonomická ztráta ročně vynaložená na kontrolu a eradikaci slávičky 5 miliard USD. Byť korbikula asijská netvoří tak husté populace, její přítomnost na nepůvodních lokalitách je též spojena se značným negativním dopadem na původní biodiverzitu, Oba tyto druhy jsou úspěšnými kolonizátory. Jejich rozšíření bylo zaznamenáno i na území Evropy (Gherardi, 2007; Nentwig, 2008).

- Sladkovodní ryby

Vysazování nepůvodních druhů sladkovodních ryb nabylo značného nárůstu v 2. polovině 19. století. Například v Rusku bylo ročně za účel aklimatizace sladkovodních druhů provedeno téměř 250 pokusů o introdukci. V těchto pokusech bylo zahrnuto 35 druhů ryb a 13 druhů sladkovodních bezobratlých. V dalších státech Evropy byla situace obdobná (DAISIE, 2009). Na území Spojených států amerických bylo zavlečeno okolo 140 invazních druhů ryb, z toho se okolo 50 druhů vyskytuje v teplých oblastech Floridy. Jinak tomu není ve Velkých jezerech, kde se též odhaduje okolo 50 druhů invazních ryb, které svým negativním dopadem na rybolov způsobují odhadovanou škodu 5 miliard USD ročně (uvedeno k roku 2005). V jižní Africe jsou etablovaní invazních druhů ryb vedlo k místnímu vyhynutí 11 druhů původních druhů ryb (údaj k roku 1985). Jak je o invazních druzích známo i zavlečení

nepůvodních druhů ryb může vést k nevratným změnám v ekologii vodních ekosystémů (Nentwig, 2008).

## 2.5 Legislativa spojená s nepůvodními druhy

### 2.5.1 Legislativní a právní nástroje EU a ČR

Evropská unie včetně jejích členských států je jednou ze smluvních stran významné nadnárodní úmluvy v oblasti životního prostředí „Úmluvy o biologické rozmanitosti“ (<https://www.cbd.int/>). Tato úmluva byla vystavena k podpisu na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v brazilském Rio de Janeiru v roce 1992 s platností od 29. prosince 1993, kde byla podepsaná Evropským společenstvím a všemi jeho členskými státy (Rozhodnutí Rady 93/626/EHS o uzavření Úmluvy o biologické rozmanitosti ze strany EU). Česká republika se stala smluvní stranou 2. prosince 1993 (Sdělení č. 134/1999 Sb.). Smluvní strany se mimo jiné zavazují k ochraně biodiverzity a udržitelného využívání jejích složek včetně kontroly či hubení invazivních nepůvodních druhů (93/626/EHS).

#### 2.5.1.1 Legislativa Evropské unie

Jeden z prvních právních pramenů přijatých v souladu s Úmluvou o biologické rozmanitosti bylo Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře. V němž pokud je to možné a vhodné, je nařízeno zabránit zavádění cizích druhů, které ohrožují ekosystémy, přírodní stanoviště nebo samotné druhy. Takovéto cizí druhy by měly podléhat kontrole a případnému hubení. Toto nařízení není zcela dostačující, ať z pohledu zaměření pouze na vodní organizmy nebo vzhledem k nezohlednění biogeografických podmínek jednotlivých členských států.

V roce 2014 byl učiněn zásadní krok v legislativě Evropské unie přijetím Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazivních nepůvodních druhů, který reguluje transport, trh a chov invazivních druhů ohrožujících státy EU. Toto nařízení obsahuje vlastní terminologii, kdy „nepůvodním druhem“ je živý jedinec druhu, poddruhu nebo nižšího taxonu živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů zavlečených nebo vysazených mimo svůj přirozený areál, včetně všech částí, gamet, semen, vajec nebo propagulí těchto druhů, jakož i kříženců, odrůd či plemen, které mohou přežít a následně se rozmnožovat. „Invazivním nepůvodním druhem“

(dále jen invazní druh) je nepůvodní druh, u něž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby nebo na ně má nepříznivý dopad. Součástí nařízení je tzv. unijní seznam ([https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm)) invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii. Členské státy jsou povinny přistupovat k regulaci, eradikaci a zamezení šíření do okolních států druhům z tohoto seznamu. Seznam byl přijat prováděcím nařízením Komise (EU) 2016/1141, kde bylo původně zařazeno 37 druhů rostlin a živočichů s prvním doplněním v roce 2017 navazujícím prováděcím nařízením Komise (EU) 2017/1263 s doplněním 12 druhů a druhým doplněním navazujícím prováděcím nařízením Komise (EU) 2019/1262 s doplněním 17 druhů. Další aktualizace proběhla v roce 2022, kdy byl tento seznam nařízením Komise (EU) 2019/1262 doplněn o 22 druhů z toho 4 druhy mají odloženou účinnost. Unijní seznam tedy celkem zahrnuje 88 druhů (47 druhů živočichů a 41 druhů rostlin), jejichž transport do zemí EU a v rámci zemí EU je zakázán. Dále je zakázáno mít je v držení, množit je a obchodovat s nimi. Evropská komise může za určitých podmínek udělit výjimky např. pro vědecké a léčebné účely, ale i pro ekonomický význam. Přejícné opatření upravuje tento zákaz držení živočichů z unijního seznamu v komerčních chovech a obchodu se zvířaty předáním těchto jedinců do nekomerčních chovů a zájmovým chovatelům, kteří si mohou tyto jedince ponechat do konce jejich přirozeného života. Pokud členský stát zjistí výskyt druhu z unijního seznamu v přírodě, a tento druh se na území daného státu doposud nevyskytoval, má povinnost toto zjištění nahlásit Evropské komisi a ostatním státům pomocí ohlašovacího systému NOTSYS (<https://easin.jrc.ec.europa.eu/notsys>) a postupovat dále dle legislativních opatření EU. S ohledem na přijatá kritéria hodnotící rizikovost nepůvodních druhů a rozdílnou geografii a klima jednotlivých členských států tento seznam neobsáhne všechny rizikové druhy, proto je každému státu ponechána možnost tvorby přísnějších pravidel na vnitrostátní úrovni (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014).

Česká republika využila tohoto oprávnění k vytvoření meziresortního flexibilního seznamu s kategorizací rizik a míry potřeby regulace jednotlivých invazních druhů. Dnem 8. října 2021 byl schválen zákon č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů. Zákon č. 364/2021 Sb., nabývá účinnosti (až na výjimky) dne 1. ledna 2022. Jako podklad k tomuto seznamu sloužil seznam vytvořený AOPK ČR (Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky), v rámci kterého byly vyhodnoceny nebezpečné druhy do 2 kategorií: 1) prioritní kategorie (prakticky stejný režim jako u druhů na unijním seznamu) – rostliny: ambrozii

přenosnou (Ambrosia artemisiifolia Linnaeus, 1753), raky: rak kalikový (Faxonius immunis (Hagen, 1870)), rak mladistvý F. juvenilis (Hagen, 1870), rak klínový (Procambarus acutus (Girard, 1852)) a rak floridský (P. alleni (Faxon, 1884)); 2) kategorie ostatních (stratifikovaný přístup, mírnější režim než pro druhy na unijním seznamu) – rostliny: javor jasanolistý (Acer negundo Linnaeus, 1753), kolotočník ozdobný (Telekia speciosa (Schreb.) Baumg., 1817), křídlatku japonskou (Reynoutria japonica Houtt., 1777), křídlatku sachalinskou (R. sachalinensis Nakai, 1922), křídlatku českou (R. x bohemica), kustovnici cizí (Lycium barbarum Linnaeus, 1753), netvařec křovitý (Amorpha fruticosa Linnaeus, 1753), pajasan žláznatý (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle 1916), střemchu pozdní (Prunus serotina Ehrh., 1784), škumpu orobincolistou (Rhus typhina Linnaeus, 1756), zlatobýl kanadský (Solidago canadensis Linnaeus, 1753) a zlatobýl obrovský (S. gigantea Aiton, 1789); živočichové: blešivec ježatý (Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894)), hlaváč černoústý (Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)), hlaváč holokrký (Babka gymnotrachelus (Kessler, 1857)), hlaváč Kesslerův (Ponticola kessleri (Günther, 1861)), hlaváč říční (Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814)), norek americký (Neovison vison (Schreber, 1777)), piskoř dálnovýchodní (Misgurnus anguillicaudatus (Cantor, 1842)), sumeček americký (Ameiurus nebulosus (Lesueur, 1819)) a sumeček černý (Ameiurus melas (Rafinesque, 1820)) (Görner, 2018).

Jako usnadňující nástroj provádějící problematiku invazních druhů EU byly vytvořeny webové stránky EASIN (European Alien Species Information Network), které shromažďují a zpřístupňují informace a údaje s cílem pomoci při boji proti šíření nepůvodních druhů (<https://easin.jrc.ec.europa.eu/>).

Sekundárně se k invazím vztahují další legislativní opatření jako například směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/ES o ochraně volně žijících ptáků. Tyto směrnice mají za cíl ochranu a udržení biodiverzity skrze ochranu původních přírodních stanovišť a ochranu původní přirozené ptačí populace členských států. Další směrnice jako například Směrnice rady 2000/29/ES o ochranných opatřeních proti zavlékání organismů škodlivých rostlinám nebo rostlinným produktům do Společenství a proti jejich rozšiřování na území Společenství se nevztahuje na zavlékání nepůvodních organismů jako takových, ale na organizmy škodící, jimiž často bývají právě invazní druhy (Fick & Hijmans, 2017)

Pro Evropskou unii je udržení biologické rozmanitosti klíčovou prioritou v ochraně přírody. EU problematiku invazních druhů pokrývá nejen pomocí primárního a sekundárního práva, ale využívá i koncepčních nástrojů jakými jsou strategie nebo akční plány. Například

cílem Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030 „Navrácení přírody do našeho života“, kde uvádí šíření nepůvodních druhů jako jeden z hlavních faktorů ztráty biodiverzity, je vynaložení úsilí k ochraně rozmanitosti životního prostředí na evropské (uvolnění 20 miliard eur ročně pro zapojení veřejnosti, podniků, měst a obcí při řešení problémů s ohledem na ochranu biodiverzity) i celosvětové úrovni (silnější implementaci, podporu výzkumu a technologií, prevenci a monitoringu).

Aktuální 8. Akční program EU pro životní prostředí „Společně změňme trendy“, který slouží jako podklad pro politické záměry v oblasti životního prostředí a klimatu do roku 2030. Cílem tohoto programu je urychlit ekologickou transformaci spravedlivým a inkluzivním způsobem a v souladu s dlouhodobým cílem do roku 2050, a to zejména v oblasti energetiky, fosilních paliv apod. Tento 8. Akční program se ale opírá o 7. Akční program EU „Spokojený život v mezích naší planety“ pro období 2014–2020, jehož cílem je chránit, zachovávat a rozvíjet přírodní bohatství Unie, připouští větší dopad nepůvodních druhů organismů na životní prostředí, socioekonomiku a zdraví rostlin, zvířat i lidí, než jim bylo dříve přikládáno. Z tohoto důvodu klade důraz na zesílení Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020 a plnění jejich cílů, včetně včasné identifikace invazních druhů, zamezení jejich šíření a kontrolu a eradikaci prioritních invazních druhů ([https://environment.ec.europa.eu/strategy\\_en](https://environment.ec.europa.eu/strategy_en)).

#### 2.5.1.2 Legislativní nástroje a předpisy České republiky

Z pohledu ekologie jsou za invazní druhy považovány i některé organizmy, jež nám jsou prospěšné či jsou za účelem prospěchu vyšlechtěny a v rámci určitého časového horizontu byly rozšířeny do celého světa. Z tohoto důvodu mají jednotlivé zainteresované odborné sféry odlišný postoj ke klasifikaci invazních druhů. Takové příklady můžeme najít v oblastech jako je např. rybářství, lesnictví, zemědělství, myslivosti a ochraně přírody. Začátkem roku 2022 přišel v platnost, již výše zmíněný, nový zákon č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů. Velkou změnu přinesl jak ve sjednocení terminologie v legislativě, tak primárně mění doposud stávající zákony: zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a dále zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, zákon č. 254/2001 Sb., o vodách, zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství, zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a zákon č. 289/1995 Sb., o lesích; ve znění pozdějších předpisů. Zásadní změnou je implementace nadřazeného Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014, která i sjednocuje



terminologii na používání termínů „nepůvodní druh“ a „invazní nepůvodní druh“ (viz 2.5.1.1 Legislativa Evropské unie). V legislativních změnách ČR byly stanoveny kompetentní orgány, procesní postupy a sankční opatření. Kromě sankčních opatření bylo též nutné nastavit způsob nakládání s likvidovanými populacemi invazních nepůvodních druhů ve smyslu sběrných míst a likvidace. Tyto legislativní změny se dotýkají jak právnických, tak i fyzických osob.

Z tohoto důvodu jsou zákony, vyhlášky a předpisy České republiky nejednotné a často si odporují. Už v samotných definicích „původního“ a „nepůvodního druhu“ se podstatně liší vymezení těchto termínů. Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992Sb stanovuje 3 úrovně legislativní regulace nepůvodních a invazních nepůvodních druhů: regulace nepůvodních druhů obecně, regulaci nepůvodních druhů v akvakultuře a regulaci invazních nepůvodních druhů z unijního seznamu. Tento zákon zakazuje záměrné šíření, pokud není orgánem ochrany přírody povoleno, nepůvodních druhů do krajiny obecně jako druh rostliny nebo živočicha, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu a dále bez povolení orgánů ochrany přírody zakazuje záměrné šíření těchto nepůvodních organizmů do krajiny. Tento zákon obsahuje množství výjimek, které šíření nepůvodních druhů mohou podporovat. Z tohoto zákona jsou např. vyjmuty nepůvodní druhy rostlin, se kterými se hospodáří dle schváleného hospodářského plánu nebo převzaté hospodářské osnovy dle zákona o lesích č. 289/1995 Sb. a na využití nepůvodních druhů ryb stanoveným nařízením vlády dle zákona č. 99/2004 o rybářství. Ovšem šíření invazních nepůvodních druhů uvedených na unijním seznamu je zakázáno. Tento zákon dále upravuje právo orgánů ochrany přírody rozhodovat o nakládání s nepůvodními druhy či kříženci – povolovat či uskutečňovat jejich rozšiřování, odchytávat a eradikovat je. Opatření k regulaci vykonává v rámci běžné péče o pozemek jeho nájemce, uživatel či vlastník. Pokud tato opatření nejsou provedena nebo uživatel pozemku není schopen je zajistit, může je se strpěním uživatele či vlastníka provést orgán ochrany přírody. Příslušnými orgány ochrany přírody jsou obecní úřady obcí s rozšířenou působností. Na zvláště chráněných územích je obecně zakázáno povolovat a vypouštět nepůvodní druhy. Na velkoplošných chráněných územích má právo výjimky ze zákona udělovat AOPK ČR a na maloplošných chráněných územích rozhodují o výjimkách krajské úřady. Regulace nepůvodních druhů v akvakultuře se opírá o Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře a platné definice v nařízení uvedené. Pro podmínky ČR je z procedury povolení uvolněna uzavřená zařízení akvakultury, chovy okrasných vodních živočichů a rostlin v obchodech se zvířaty, v zájmovém chovu, v zahradních centrech izolovaných zahradních jezírcích nebo

akváriích splňující unijní předpisy. Pro invazní nepůvodní druhy z unijního seznamu, lze získat výjimku od MŽP. Zájmoví chovatelé si mohou jedince živočichů zařazených na unijní seznam ponechat do konce jejich přirozeného života s tím, že musí zamezit jejich úniku a dalšímu rozmnožování. Nadále jsou povinni dotyčné jedince registrovat, a to elektronickou formou na stránkách AOPK ČR (do 1 roku ode dne nabytí účinnosti novely zákona č. 114/1992 Sb.) pro stávající druhy na seznamu či do 1 roku od zařazení nového druhu na unijní seznam. Chovatelé mají možnost odevzdat své jedince invazního druhu živočicha do zařízení, které stanoví MŽP (viz [https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni\\_a\\_invazni\\_druhy](https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy)). Dále zákon nařizuje povinnost členských států monitorovat (AOPK ČR) a včasně eradikovat výskyt invazních druhů z unijního seznamu.

Například Zákon 99/2004Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství) doposud definoval nepůvodní rybu a nepůvodní vodní organizmus (blíže nespecifikováno) jako geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodnou anebo neprověřenou populaci ryb a vodních organizmů, vyskytujících se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace. Tato definice byla složitě interpretovatelná, jelikož nespecifikuje termín „vodní organizmus“ a není jasné, co znamená „geograficky nepůvodní“. Z pohledu ochrany přírody je nepřijatelné usnesením tohoto zákona, že jakýkoliv geneticky i geograficky nepůvodní druh se stává původním po uplynutí určitého časového období, resp. čtvrtá generace nepůvodního druhu se stává původní faunou ČR. V novém znění zákona je místo složitě definice použit termín „nepůvodní druh“. Tento zákon je doplněn o Nařízení vlády č. 145/2022 Sb. o stanovení vybraných nepůvodních druhů ryb, k jejichž vysazování v rybářském revíru se nevyžaduje povolení k záměrnému rozšíření nepůvodního druhu do krajiny podle zákona o ochraně přírody a krajiny (nařízení vlády o vybraných nepůvodních druzích ryb). Dále se zákonem zakazuje při lovu v rybářském revíru či rybníkářství vracet ulovené invazní nepůvodní druhy z unijního seznamu a za nástražní rybu použít invazní nepůvodní druh z unijního seznamu.

Zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu zvířat proti týrání s odkazem na nově přijatou legislativu nově uvádí jako důvod k usmrcení zvířete také eradikaci či regulaci invazního nepůvodního druhu. Způsob zakázaného odchytu a usmrcování těchto jedinců je specifikován v § 14 tohoto zákona.

Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) 254/2001Sb. § 125a odst. 1 § 116 odst. 1 upravuje jako přestupek právnických, fyzických podnikajících a fyzických osob vypuštění ryby nebo jiného vodní živočicha nepůvodních, geneticky nevhodných nebo

neprověřených populací přirozených druhů do vodního toku nebo vodní nádrže, což je v rozporu s § 35 odst. 3 tohoto zákona, který zcela zakazuje ovšem pouze bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží.

Zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti pověřuje orgány státní správy myslivosti k ochraně, zachování všech druhů zvěře (tzn. savci a ptáci) v přírodě a udržení určité rovnováhy ke vztahu k prostředí, s důrazem na podporu původních druhů zvěře. Ovšem dovoz a následné vypuštění nepůvodních druhů uznávaných Mezinárodní mysliveckou organizací je povoleno včetně následného vypuštění. Poté se tyto nepůvodní druhy stávají zvěří uznávanou tímto zákonem. V podstatě se tato zvěř stává zvěří, kterou lze tzv. obhospodařovat lovem. Zvěř, kterou lze a nelze lovit tento zákon přímo jmenuje a není pravidlem, že všechna lovená zvěř je nepůvodní fauna (definice dle zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992Sb.) a ani to, že všechna nepůvodní fauna (uvedena ve výše jmenovaném seznamu) je lovenou zvěří (např. výše zmiňovaný invazní druh jelen sika (*Cervus nippon* Temminck, 1838), daněk skvrnitý (*Dama dama* Linnaeus, 1758) bažant obecný (*Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758). Tento seznam neuvádí zdaleka všechny druhy zvěře (ani původní, ani nepůvodní), které se na území České republiky vyskytují. Nově jsou v zákoně implementovány invazní druhy jako psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834)), mýval severní (*Procyon lotor* (Linnaeus, 1758)), norek americký (*Neovison vison* (Schreber, 1777)) nutrie říční (*Myocastor coypus* (Molina, 1782)), ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766)), husice nilská (*Alopochen aegyptiaca* (Linnaeus, 1766)), které mohou být loveny všemi s povolenkou od uživatele honitby. Vzhledem k negativnímu vlivu druhů uniklých z kožešinových farem na původní faunu je znatelný zejména díky jejich potravní i prostorové kompetici, přenosu patogenů, včetně zoonóz, a parazitů, a predací. Zvyšováním populační hustoty těchto druhů ve volné přírodě se prohlubuje negativní dopad na původní druhy. Zejména ohrožené druhy drobných obratlovců (ptáci, obojživelníci, plazi, drobní savci, ryby), ale i našich bezobratlých (raci, měkkýši), jsou ohroženi predčním tlakem těchto nepůvodních druhů (Bartoszewicz & Zalewski, 2003; Bonesi, 2009; Kauhala & Winter, 2009; Winter, 2009). V dřívějším znění zákona byly etablované druhy jako psík mývalovitý, mýval severní a norek americký řazeni mezi tzv. nežádoucí lovnou zvěř, kterou měla oprávnění usmrcovat pouze lesní stráž a nepodléhá managementu obhospodařování lesa.

Na přeměnu nepůvodní skladby dřevin lze dle Nařízení vlády č. 30/2014 Sb. o stanovení závazných pravidel poskytování finančních příspěvků na hospodaření v lesích a na

vybrané myslivecké činnosti čerpat finanční podporu. Ovšem upravující Vyhláška Ministerstva zemědělství č.83/1996 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů povoluje změnu porostu nepůvodních druhů dřevin za jiné nepůvodní druhy dřevin, které jsou dokonce uvedeny na Black listu pro Českou republiku (Pergl et al., 2016) jako je borovice vejmutovka (*Pinus strobus* L., 1753), dub červený (*Quercus rubra* Linnaeus, 1753), topol kanadský (*Populus x canadensis*) a další. Podobná situace se opakuje v § 41c tohoto zákona, který se vztahuje k finanční podpoře ozeleňování krajiny vyjma výsadby invazních nepůvodních druhů dřevin z Prováděcího nařízení Komise (EU) 2016/1141, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014.

Zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů upravuje dovoz rostlinám škodlivých druhů organismů, kterými jsou myšleny i druhy zaneseny v seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, z nečlenských států a jejich další rozšiřování a zavlékání na území České republiky či státech Evropské unie. Příkladem může být Nařízení Státní rostlinolékařské správy o mimořádných rostlinolékařských opatřeních k ochraně proti zavlékání a rozšiřování rodu *Pomacea* (Perry), které v návaznosti na evropskou legislativu (2012/697/EU o opatřeních proti zavlékání rodu *Pomacea* (Perry)) stanovuje opatření proti zavlékání a rozšiřování plžů rodu *Pomacea* na území Evropské unie. Kontroly spočívají v důkladných prohlídkách vodních rostlin pocházejících z oblastí potvrzeného výskytu tohoto plže. Pouze pokud jsou shledány prostým tohoto plže, či jeho vajíček, může být vystaveno osvědčení o nezávadnosti artiklu a povolen přesun. Toto nařízení obsahuje i oznamovací povinnost pro fyzické i právnické osoby bezodkladně ohlásit Státní rostlinolékařské správě výskyt či jen podezření z výskytu tohoto rodu v krajině. Stejně jako v legislativě EU (Směrnice rady 2000/29/ES) i v legislativě ČR je dokument ošetřující zavlékání organismů škodících rostlinám (Vyhláška č. 215/2008 Sb. Vyhláška o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů), kam částečně spadají i některé nepůvodní druhy (Fick a Hijmans, 2017).

Z pohledu ekologie a ochrany přírody je nyní legislativa ČR obohacena o nový zákon č. 364/2021 Sb., který významně rozšířil českou legislativu v oblasti ochrany biodiverzity před šířením invazních druhů organismů, ale stále v dílčích zněních ji lze považovat za nedostatečnou, jelikož v ní není dostatečný prostor věnován nepůvodním druhům, které by mohly mít značný negativní vliv na biotu. S odkazem na práce Pergla et al. (2016) , Pyška et al. (2012) , Šefrové a Laštůvka (2005) se v ČR vyskytuje nespočet nepůvodních a invazních

druhů, které nejsou v legislativě zahrnuty. Kromě výše zmíněné problematiky se Zákonem č. 449/2001 Sb. o myslivosti a Zákonem o rybnářství 99/2004Sb se například Šefrová a Laštůvka (2005) ve své práci zmiňují o jedenácti nepůvodních druzích vodních měkkýšů s invazním charakterem vyskytujících se na území ČR, kdežto Pergl et al. (2016) je ve své práci strážlivější a uvádí pět druhů nepůvodních vodních měkkýšů s rizikem invaze. Tři z těchto pěti druhů jsou v jeho práci zařazeny do tzv. kategorie „black list“ a všechny tyto tři druhy (slávička mnohotvárná *Dreissena polymorpha*, korbikula asijská *Corbicula fluminea* a škeblice asijská *Sinanodonta woodiana*) se již na našem území etablování se značným potenciálem šíření. Jejich ohrožující přítomnost na původní biotu a ekosystémy byla již prokázána v různých částech světa, kdy zejména Spojené státy Americké mají problematiku těchto druhů dobře zmapovanou (Kriticos et al., 2012; Patoka et al., 2019; Thorp a Covich, 2009). Legislativa ČR (ani původní navrhovaný seznam AOPK k upravující Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014 na národní úrovni) se nezmiňuje o zástupcích tohoto taxonu. Nyní dva druhy měkkýšů jsou na území ČR legislativně ošetřeny. Ampulárka argentinská (*Pomacea bridgesii* (Reeve, 1856)) skrze zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, který vychází z nadřazené EU legislativy 2012/697/EU o opatřeních proti zavlékání rodu *Pomacea* (Perry) a aktualizovaným unijním seznamem druh *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857. Sama EU tomuto taxonu nepřidává větší důležitost skrze hlavní legislativní prameny, jakým je prováděcí rozhodnutí 2012/697/EU o opatřeních proti zavlékání rodu *Pomacea* (Perry) a Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, který reguluje transport, trh a chov invazních druhů ohrožujících státy EU a k němu vztahující se unijní seznam.

### 2.5.2 Legislativní a právní nástroje ve světě

Spojujícím celosvětovým nástrojem před invazními druhy je výše zmíněna nadnárodní úmluva v oblasti životního prostředí „Úmluva o biologické rozmanitosti“ (<https://www.cbd.int/>). Podpisem této úmluvy se všechny smluvní strany zavázaly dle sdělení 134/1999 o sjednání Úmluvy o biologické rozmanitosti a článku 8 odstavce h), že pokud bude možné a vhodné zabrání zavádění, bude kontrolovat či hubit ty cizí druhy, které ohrožují ekosystémy, přírodní stanoviště nebo druhy.

Například ve spojených státech amerických (USA), jakožto celku, který svou rozlohou zabírá drtivou většinu plochy jednoho z kontinentů, jsou za zodpovědná 3 ministerstva

Spojených států amerických: Ministerstvo zemědělství (USDA) – zejména pokud jde o škůdce a ekosystémy, Národní úřad pro oceány a atmosféru (NOAA) pod Ministerstvem obchodu – v případě mořských a oceánských druhů, a Ministerstvo vnitra jako Fish and Wildlife Service (FWS) – ochrana volně žijících zvířat (Robert H Cowie, Dillon, Robinson, a Smith, 2009). Právě Ministerstvo zemědělství (USDA) vytvořilo a následně aktualizovalo seznamy pro import organismů včetně zakázaných druhů (USDA-APHIS-PPQ, <https://www.aphis.usda.gov/aphis/>).

Například v Indonésii jsou legislativní opatření proti zavlékání invazních druhů nedostatečné. Ministerstvem spravujícím dovoz nebezpečných druhů je Ministerstvo zemědělství, které zřídilo zákon č. 179/Kpts/UM/3/1982, aktualizovaný jako zákon č. PERMENKP/41/2014 k zákazu dovozu některých živočichů na území Indonésie. Jsou jimi například arapaima velká (*Arapaima Gigas* (Schinz, 1822)) či rak červený (*Procambarus clarkii* (Girard, 1852)) (Marková et al., 2020; Patoka et al., 2018; Putra et al., 2018). Tento ani jiný zákon ovšem nijak neupravuje chov či transport těchto druhů v rámci Indonésie, tudíž je s těmito hojně obchodovanými druhy v rámci zájmového chovu nadále volně nakládáno (Yonvitner et al., 2020).

## 2.6 Kontrola a management nepůvodních druhů

Invazní druhy způsobují škody, které jsou jen stěží vyčíslitelné. Kromě snadno vyčíslitelných přímých nákladů na eradikaci a monitoring, nepůvodních druhů (nákup materiálu a pomůcek a nástrojů, nákladů na dopravu, mzdy aj.), invazní druhy způsobují nevyčíslitelné škody na ekosystémových službách. Příkladem mohou být zásobovací služby (poskytování materiálu, potravin apod.), regulační služby (samočištění vody, regulace klimatických změn apod.), podpůrné služby (oběh živin, látek, vody apod.) a kulturní služby (vzdělávací, estetické, rekreační apod.) (Charles a Dukes, 2008).

Wittenberg and Cock (2001) uvádějí čtyři hlavní strategie pro boj s nepůvodními druhy: prevenci, včasnou detekci, eradikaci a kontrolu.

Tato práce se zabývá prevencí, konkrétně predikcí invazního potenciálu zájmových druhů zvířat, a to skupin suchozemských i vodních bezobratlých a ryb. Jen v rámci Evropy je dle DAISIE počítáno okolo 2500 nepůvodních druhů suchozemských bezobratlých. Do této skupiny jsou řazeny jak druhy pocházející z jiných kontinentů i druhy v Evropě původní a šířící se v rámci Evropy a jejich ostrovů. Zejména u Evropských druhů není ověřeno, zda se

druhy šířily přirozenou cestou či v rámci antropogenní činnosti. Z dostupných analýz vyplývá, že trend zavlečení nepůvodních druhů bezobratlých na území Evropy se během posledních desetiletí rapidně zvýšil na 19,1 druhu za rok (DAISIE, 2009). V porovnání s hmyzem, jsou suchozemští měkkýši slabě zastoupenou skupinou nepůvodních druhů. Ovšem vzhledem ke globální problematice by tento taxon neměl být v ochraně biodiverzity opomíjen (Barker, 2002).

Sladkovodní plochy tvoří nedílnou součást ekosystému. Zhruba 20% přispívají k celkovému fondu globální biosféry (Gherardi, 2007). Zachovalé abiotické i biotické faktory mají nepostradatelný vliv jak z hlediska funkčnosti a udržitelnosti přírodního prostředí, tak i pro samotnou lidskou potřebu. Vzhledem k všeobecné shodě, která dnes panuje ohledně šíření invazních druhů, je v managementu těchto ploch snaha klást důraz na ochranu prostředí před zavlečením nepůvodních druhů a následným ovlivněním ekologie prostředí. V Evropě je dle dostupných údajů zaznamenáno okolo 440 nepůvodních druhů vodních bezobratlých a ryb. Z toho 300 druhů má původní rozšíření mimo Evropu, zbylých 14 druhů je původem Evropských, ovšem jsou rozšířené v nepůvodních evropských regionech. Procentuálně zástupci členovců, měkkýšů a ryb tvoří 80% nepůvodní vodní fauny Evropy (DAISIE 2009).

### 2.6.1 Eradikace

Hlavním problémem eradikace, kromě finanční a časové náročnosti, je tzv. palba do vlastních řad (zasažení prostředí, společenstev a vlastních, často chráněných, druhů) a nereálnost provedení (White a Harris, 2002). Úspěšnou eradikaci lze provést pouze na geograficky omezeném území, jakými jsou například ostrovy. Obecně lze říct, že čím menší území a čím větší organizmus chceme oprostít od nepůvodních druhů, tím je vyšší pravděpodobnost úspěchu (Clout a Veitch, 2002; Rejmánek a Pitcairn, 2002). Pokud nedojde k eradikaci na celém geograficky ohraničeném území, udržitelnost eradikovaného prostředí nebude stálá. Udržení stavu bude spočívat v pravidelné kontrole a postupné likvidaci šířících se propagulí z okolních oblastí. S ohledem na efektivitu, potřebné vynaložené úsilí a finanční nenáročnost je prevence hlavní a nejdůležitější strategií pro zamezení šíření nepůvodních druhů (Gallardo a Aldridge, 2013; Mack et al., 2000).

## 2.6.2 Prevence

K úspěšné prevenci je potřeba pěti základních kroků, jež se vztahují na osvětu veřejnosti, modelování (pomocí klimatické shody), hodnocení rizikovosti druhu, monitorování cest šíření nepůvodních druhů a legislativních opatření (zákaz chovu nepůvodních druhů, zákaz převážení nepůvodních druhů přes hranice, apod) (Robinet et al., 2015; Simberloff et al., 2013).

Černý seznam tzv. black list je příkladným nástrojem, který je znám z ostatních států EU (Essl et al., 2011; Gederaas et al., 2012) (<http://ias.biodiversity.be/species/all>), kde je dobře propojen s dalšími nástroji na ochranu před invazemi. Černé seznamy jsou založeny na hodnocení rizikovosti druhu na základě dostupných znalostí. Klasifikace tzv. černých (black list), šedých (grey list) a varovných seznamů (watch list) probíhá na základě míry negativních vlivů, které má daný druh na životní prostředí, socioekonomickou a zdravotní sféru. V černém seznamu jsou zahrnuty druhy s vysokým potenciálem negativního dopadu na původní biotop a společenství, tudíž jejich management šíření a likvidace v přírodě je prioritní. Šedý seznam zahrnuje druhy s menším negativním dopadem na původní biotu. Tyto druhy lze do určité míry tolerovat a k jejich likvidaci přistupovat pouze na ochránářsky cenných lokalitách. Varovný seznam upozorňuje na nepůvodní druhy, které se na daném území ještě nevyskytují, ale jejich budoucí přítomnost a negativní dopad se očekává (Pergl et al., 2016). Pro Českou republiku byl ten seznam sestaven Perglem et al. (2016).

Hodnocení rizikovosti druhů je jedním z nástrojů predikce nepůvodních druhů, která se často opírají o potenciál invazivnosti druhu na základě znalostí o samotném druhu a o mechanismu invazí (Kolar a Lodge, 2002). Dalším velice hojně využívaným nástrojem je modelování potenciálního výskytu na základě abiotických ale i biotických faktorů. Spočívá v překrytí dat o výskytu druhu s daty environmentálními charakteristikami (teplotní, vlhkostní, vegetační apod.). Výsledkem je predikční mapa potenciálního výskytu (Elith et al., 2006; Hirzel et al., 2002).

V posledních letech není opomíjen ani vliv veřejnosti v „boji“ s nepůvodními druhy. Skrze celý svět, zejména státy na území Severní Ameriky a Evropy, jednotlivé organizace a instituce zpřístupňují informace ohledně této problematiky. Tyto informace bývají dostupné na internetu, kde jim jsou často věnovány samostatné internetové stránky např. IUCN, International Union for Conservation of Nature, <https://www.iucn.org/our-work/topic/invasive-alien-species>; ISSG, Invasive Species Specialist Group, <http://www.iucngisd.org/gisd/>; NOBANIS, European Network on Invasive Alien Species, <https://www.nobanis.org/>; AOPK ČR, <https://www.nature.cz/web/invazni-druhy>; CZU



v Praze <http://bioinvaze.agrobiologie.cz/>), a bývají doplněné o informační karty k jednotlivým druhům. Dále jsou pro veřejnost dostupné nálezové databáze. V ČR jsou dostupné například tyto: databáze AOPK ČR, <https://portal.nature.cz/nd/>; databáze Najdi je, <https://www.najdi je.cz/>.

## 2.7 Predikce

Biosféru lze chápat jako komplexní dynamický systém, ve kterém probíhá nespočet mechanismů přirozeně vedoucích ke změnám jak ve složení biodiverzity, tak v rámci environmentálních změn prostředí (Gherardi, 2007). Po dlouhá desetiletí se odborníci snaží definovat pomocí mnoha pravidel, principů a zákonitostí (May a McLean, 2007).

V běžné praxi je ovšem tento fakt k predikci těžko uchopitelný. Proto se k následnému zkoumání zákonitostí v ekosystémech využívá modelování vycházející z matematických vzorců – tzv. modelování. Modelování je snaha o napodobení určitého reálného systému. Jedná se například o modelování samotného chování daného systému, fyzikálních a chemických vlastností, statistické a dynamické složky apod. (Rapant, 2002).

Jelikož jsou modely zjednodušeným pohledem na realitu, nelze v nich vystihnou celou komplexnost systémů. Proto každý model vždy opomíjí jednu ze tří složek – obecnost, realita, přesnost (Guisan a Zimmermann, 2000) rozděluje modely do 3 skupin:

- Analytické modely – zaměřující se na přesnost a obecnost, které využívají velmi zjednodušenou realitu.
- Mechanistické modely – zaměřující se na obecnost a realitu, které vycházejí především z principu příčin a důsledek.
- Empirické modely – zaměřují se na přesnost a realitu, jedná se o co nepřesnější zachycení stavu.

Z toho vyplývá, že na základě cílů, které mají být při modelování sledovány, je vybrána konkrétní modelovací metoda. Dle Guisana a Zimmermanna (2000) se proces a samotný postup při modelování skládá z následujících dílčích kroků:

- Koncepční model – vytvoření konceptu: formulace cílů modelu, shromáždění dosavadních poznatků, stanovení metod, sběr dat, časového rozpětí atd.
- Statistický model – výběr statistické metody dle vstupních dat a závislých proměnných.

- Kalibrace – úprava modelu a parametrů pro zlepšení výsledků, výběr vysvětlujících proměnných.
- Vytvoření modelu – samotné sestavení modelu.
- Distribuční mapa potenciálního výskytu – sestavení predikovaného rozložení druhu.
- Vyhodnocení modelu – porovnání výsledků a vhodnosti modelu vzhledem ke stanoveným cílům a dosavadním znalostem.

### 2.7.1 SDM (species distribution models)

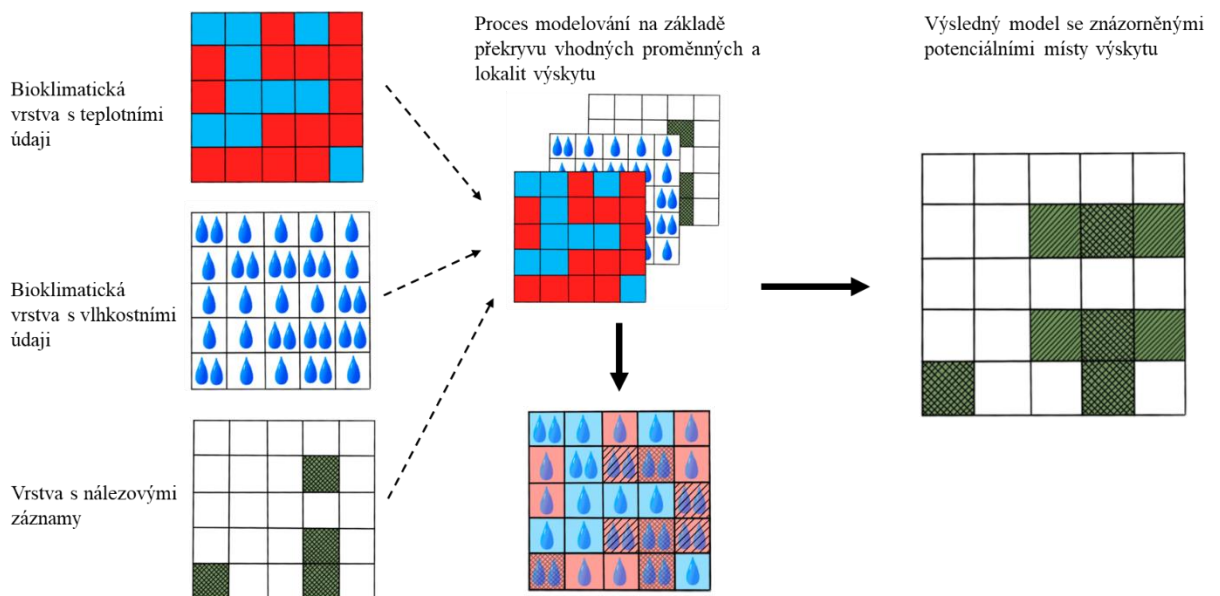
Díky rozvoji, výkonnosti výpočetní techniky posledních desetiletí, dostupnosti podrobných údajů a stále se doplňujících dat o životním prostředí i jednotlivých druzích narůstá využívání modelů k predikci rozšíření druhů (tzv. SDM – species distribution models) (Phillips et al., 2006). Tyto modely vycházejí z matematických výpočtů, statistického zpracování v souvislostech s environmentálními gradienty prostředí. SDM modelování zasahuje do nejrůznějších vědních oborů, jakými jsou např. Ekologie, evoluční biologie, epidemiologie, biogeografie apod. (Franklin a Miller, 2010). V ochranářské biologii jsou využívány jak k predikci výskytu a následné ochraně ohrožených druhů, tak pro management nepůvodních a invazních druhů (Phillips a Dudík, 2008). Modely zaměřující se na predikci výskytu druhů dle Santika and Hutchinsona (2009) dělíme do dvou základních skupin:

- Regresní metody – data o přítomnosti i absenci (potřeba většího množství dat), např. model Random Forests
- Bioklimatické obálky – pouze presenční data (potřeba menšího množství dat), např. MaxEnt

Jaký typ modelu bude uživatelem použit závisí na počtu a charakteru dostupných dat k analýze. Jedná se zejména o data presenční (presence – only) či presenčně – absenční.

### 2.7.1.1 Data

Vstupními daty jsou dvě sady dat. Jednou sadou jsou data výskytu (pouze prezenční či absenčně – prezenční) a sada dat environmentálních proměnných daných lokalit. Na základě analýzy překryvu těchto dvou sad dat je vymodelován potenciální výskyt druhu (obrázek 2). Vhodné environmentální proměnné je nutné vybrat na základě dostupnosti dat, potřebném měřítku a v neposlední řadě v závislosti na limitujících potřebách hodnoceného druhu. Při studiích zaměřujících se na malé měřítko, je doporučeno použít konkrétnější proměnné jako je například pH půdy, složení vegetace apod. Pro velká měřítka je doporučeno používat proměnné jako jsou klimatické vrstvy (Peterson, 2003; Peterson a Soberón, 2012). Konkrétně u predikce potenciálního uchycení nepůvodních druhů jsou klimatické vrstvy hojně využívány (Franklin a Miller, 2010; Thuiller et al., 2008; Vogler et al., 2013). Předpokládá se, že podobnost klimatických podmínek mezi původním a nepůvodním areálem je klíčová pro uchycení zavlečeného druhu (Hossain et al., 2018; Thuiller et al., 2005). Počet a výběr environmentálních charakteristik potřebných k modelování je důležitý pro správný výsledek. Obecně lze říct, že není vhodné vybrat malý počet environmentálních vrstev. Druhy jsou závislé na celé řadě proměnných, některé proměnné jsou pro druh limitující, v případě vynechání dat by mohl být výsledek zkreslený. Ovšem u některých modelů je nutné vyvarovat se korelace dat (Peterson et al., 2011; Svenning et al., 2011)



Obrázek č. 2: Zjednodušené schéma principu modelování pomocí bioklimatických obálek (např. MaxEnt). V tomto procesu je na základě překryvu dat s klimatickými vrstvami a dat s nálezovými záznamy je vymodelován potenciální výskyt daného druhu.

### 2.7.2 Maxent

Program, který oproti jiným modelům SDM nabízí nespočet výhod. Jednou z nich je to, že MaxEnt modeluje na základě dat o výskytu druhu (pouze prezenčních data). Při modelování jsou programem vytvořena tzv. background points, která nahrazují nutnost absenčních dat (Elith et al., 2011). Dle Dudíka et al., (2005) je při některých studiích vhodné vytvořit tzv. pseudo – absenční data. Toto doporučení je vhodné zejména pro studie zaměřující se na malé měřítko – vzorkované lokality, nikoliv celé areály, jak je tomu při našich analýzách. Další výhodou je například schopnost modelu pracovat jak s kategoriálními, tak kontinuálními environmentálními charakteristikami, což znamená, že program dokáže současně vyhodnotit model na základě např. klimatických vrstev a údajů o složení půdy. V porovnání s ostatními modely tzv. environmentálních obálek založených na pouze prezenčních datech, MaxEnt se opakovaně ukázal jako nejpřesnější (Elith et al., 2006; Franklin a Miller, 2010).

### 2.7.3 Hodnocení rizikivosti

V různých studiích opírajících se o modely hodnocení rizikivosti (risk assessment) se setkáváme s různými modely, které vycházejí z biologie dané skupiny. Takovými modely může být například AS-ISK pro potenciální invazní druhy žijící ve vodním prostředí, či RAM, který byl vyvinut zejména pro čtyřnohé obratlovce (Copp et al., 2016; Kopecký et al., 2020). U každého modelu se setkáváme s odlišným přístupem, množstvím a obsáhlostí příslušných otázek, či jak je tomu právě u RAM modelu i se zahrnutím klimatické shody na základě námi vybraných klimatických charakteristik (Kopecký et al., 2020). Hodnocení rizikivosti, díky své specifčnosti vůči konkrétním biologickým vlastnostem druhu, je vhodným doplňujícím model při samotném klimatickém modelování pomocí SDM modelů (Yonvitner et al., 2020). V jedné ze zahrnutých studií „Invasion Potential of Ornamental Terrestrial Gastropods in Europe Based on Climate Matching.“ (Bohatá a Patoka, 2023) byla jako doplňující podklad použita rozsáhlá studie, která se právě zaměřovala na hodnocení rizikivosti daných druhů „Assessment of risks to Norwegian biodiversity from the import and keeping of terrestrial gastropods in terraria“ (Nielsen et al., 2016).

## Cíle práce

Cílem této práce je sumarizace problematiky biologických invazí, jako jednoho z nejzávažnějších ohrožení lokální i globální biodiverzity s nevrátnými následky z toho plynoucí. U vybraných druhů živočichů ze zájmového chovu si tato práce klade za cíl potvrdit či vyvrátit potenciální výskyt vybraných druhů organismů na nepůvodních lokalitách pomocí programu MaxEnt na základě klimatických shod. Při potvrzení potenciálního výskytu navrhnout opatření vedoucí k zamezení šíření těchto druhů v predikovaných oblastech.

### Dílčí cíle:

#### Invazní potenciál krabů rodu *Limnopilos* (Patoka et al., 2019)

- Zmapování potenciálního uchycení zájmových druhů krabu rodu *Limnopilos* ve světě pomocí programu MaxEnt.

#### Enigmatické ohnisko račí diverzity v ohrožení: Invazní potenciál introdukce nepůvodních druhů raků na Novou Guineu (Yonvitner et al., 2020)

- Zmapování potenciálního uchycení běžně obchodovaných druhů raků na území Indonésie pomocí programu MaxEnt.

#### Dva druhy invazních jihoamerických krunýřovců uchycených v Indonésii (Patoka et al., 2020)

- Zmapování potenciálního rozšíření dvou ilegálních druhů krunýřovců rodu *Pterygoplichthys* na území Indonésie pomocí programu MaxEnt.

#### Ochranařský paradox Arapaimy velké: ohrožená v původní oblasti Brazílie a invazní v Indonésii (Marková et al., 2020)

- Potvrzení a zmapování oblastí k uchycení nepůvodního druhu *Arapaima Gigas* (Shinz, 1822) na území Indonésie

#### Nomen-omen: nepůvodní jehla černopruhá (*Syngnathus abaster*) v "Tbilisi Sea" a její potenciální celosvětový výskyt (Kuljanishvili et al., 2021)

- Potvrzení uchycení jehly černopruhé ve vodní nádrži u města Tbilisi, Predikce potenciálního globálního výskytu tohoto druhu.

#### Hodnocení rizik uchycení nepůvodních druhů suchozemských plžů ze zájmových chovů (Bohatá a Patoka, 2023)

- Predikce potenciálního rozšíření konkrétních druhů plžů ze zájmového chovu v rámci EU a Schengenského prostoru.

### 3 Hypotézy

Pro každou studii byla stanovena odlišná hypotéza:

Invazní potenciál krabů rodu *Limnopilos* (Patoka et al., 2019)

- dle klimatické shody nemají krabi rodu *Limnopilos* (*L. microrhynchus*, *L. naiyanetri* a *L. sumatranus*) potenciál k etablování jinde než v tropických oblastech.

Enigmatické ohnisko račí diverzity v ohrožení: Invazní potenciál introdukce nepůvodních druhů raků na Novou Guineu (Yonvitner et al., 2020)

- dle klimatické shody mají raci: *Procambarus clarkii*, *Cambarellus patzcuarensis*, *Cherax destructor*, *Procambarus virginalis*, *Procambarus alleni* potenciál k etablování na ostrově Nová Guinea.

Dva druhy invazních jihoamerických krunýřovců uchycených v Indonésii (Patoka et al., 2020)

- dle klimatické shody mají krunýřovci *Pterygoplichthys pardalis* a *P. disjunctivus* potenciál k dalšímu šíření v Indonésii.

Ochranářský paradox Arapaimy velké: ohrožená v původní oblasti Brazílie a invazní v Indonésii (Marková et al., 2020)

- na základě klimatické shody má arapaima velká (*Arapaima gigas*) potenciál k uchycení a dalšímu šíření v Indonésii.

Nomen-omen: nepůvodní jehla černopruhá (*Syngnathus abaster*) v “Tbilisi Sea” a její potenciální celosvětový výskyt (Kuljanishvili et al., 2021)

- jehla černopruhá (*Syngnathus abaster*) má na základě klimatické shody potenciál k uchycení ve vodní nádrži ve městě Tbilisi.
- jehla černopruhá (*Syngnathus abaster*) má na základě klimatické shody potenciál k uchycení v různých oblastech světa.

Hodnocení rizik uchycení nepůvodních druhů suchozemských plžů ze zájmových chovů (Bohatá a Patoka, 2023)

- druhy ze sestaveného seznamu plžů ze zájmového chovu mají na základě klimatické shody potenciál k uchycení na území EU a Schengenského prostoru.

## 4 Metodika

### 4.1 MaxEnt

Program MaxEnt (Phillips, 2005) je dostupný a spolehlivý nástroj pro modelování výskytu druhů (Franklin a Miller, 2010). Stal se jedním z hojně využívaných predikčních nástrojů v ekologii napříč širokou škálou organismů a biotopů (Chetan et al., 2014; Patoka et al., 2019; Vogler et al., 2013). Je využíváný jak v ochranářské (Blank a Blaustein, 2012; Oberdorff et al., 2015) tak invazní biologii (Giovanelli et al., 2008; Ward, 2007; Yonvitner et al., 2020). Je založený na principu maximální entropie, modelující rozšíření druhů na základě environmentálních nebo klimatických dat a prezenčních dat lokalit výskytu druhu. Modeluje na základě statistické metody, která vychází ze strojového učení (Phillips et al., 2006). Výstupem je pravděpodobnostní model přítomnosti nebo hustoty zastoupení druhu (Merow et al., 2013). MaxEnt porovnává environmentální a klimatické proměnné, které jsou sjednoceny do jednoho rastru se stejným rozlišením pro celou síť buněk, se souřadnicemi výskytu druhu a s vyznačenou oblastí pro predikci rozšíření. Výstupem je pravděpodobnostní mapa založená na maximálním odhadu hustoty entropie v geografickém prostoru, kdy pro každou buňku je stejná pravděpodobnost výskytu druhu, ale limitujícím faktorem jsou environmentální či klimatické proměnné (Merow et al., 2013; Phillips a Dudík, 2008).

MaxEnt v.3.4.1 lze volně stáhnout ve formě aplikace Java ([https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent); Phillips, 2005) či přidat do nástrojů programu ArcGIS (<https://www.arcgis.com/>). Pro úpravu environmentálních a klimatických vrstev do rastru lze využít bezplatné verze DIVA – GIS (v.7.5.0; <http://www.diva-gis.org>; Hijmans et al., 2012) či QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>). Jednou z nevýhod pro české uživatele je nedostupnost české verze programu MaxEnt.

Jeho hlavní výhody a důvod, proč se stal jedním z nejhojněji využívaných modelů je vysoká míra úspěšnosti predikce (Elith et al., 2006; Franklin a Miller, 2010), a to i při relativně nízkém počtu vstupních dat výskytu druhu (Kumar a Stohlgren, 2009), a navržení programu k modelování na základě prezenčních dat (present-only data) (Elith et al., 2011; Phillips et al., 2006).

## 4.2 Sběr dat

Pro modelování pomocí programu MaxEnt jsou potřebné dvě základní sady dat. Jedna sada obsahuje konkrétní lokality přirozeného výskytu druhu s GPS souřadnicemi. Druhá sada dat obsahuje environmentální charakteristiky limitující potenciaální rozšíření modelovaného druhu.

### 4.2.1 Data výskytu druhu

Ke sběru GPS souřadnic výskytu druhu lze využít dostupnou literaturu a databáze shromažďující data výskytu druhů. Jako zdroje GPS souřadnic lze využít dostupnou literaturu, on-line dostupné databáze např. GBIF (<https://www.gbif.org>), FishBase (<https://www.fishbase.se>, Froese a Pauly, 2019), iNaturalist (<https://www.inaturalist.org>), Avif (<http://birds.cz/avif/obs.php>), VertNet (<http://portal.vertnet.org>), ALA (<https://www.ala.org.au>), nebo databáze institucí jako například AOPK ČR spravující Nálezovou databázi ochrany přírody (<https://portal.nature.cz>).

### 4.2.2 Data environmentálních charakteristik

Při modelování je rozhodující, pro jaké měřítko bude program použit. Ve velkých měřítkách (globální, kontinentální, území států apod.) postačí data z volně dostupných zdrojů, která jsou v rozsahu celé planety a opírají se o bioklimatická data (Peterson, 2003; Peterson et al., 2011). Z volně dostupných on-line databází jsou k dispozici datové vrstvy abiotických faktorů, např. výškový profil, The European Environment Agency (EEA <https://www.eea.europa.eu/>). K dispozici jsou i data upravená do bioklimatických faktorů jako je např. maximální, minimální a průměrné teploty či srážky nebo nejnižší teplota nejstudenějšího měsíce či srážky v nejsušším měsíci WorldClim (<https://www.worldclim.org/>). Databáze CliMond (<https://www.climond.org/>) obsahující vrstvy WorldClim rozšířené o data solární radiace, půdní vlhkost, atmosférická vlhkost apod. Při predikci výskytu organismů v mořích a oceánech je dostupná databáze Bio-ORACLE (<http://www.bio-oracle.org>) a pro sladkovodní organizmy data z projektu EarthEnv (<http://www.earthenv.org/streams>) a HydroSHEDS <https://www.hydrosheds.org/>, kde nalezneme data teplotních záznamů, salinity, pH hodnoty, obsahy jednotlivých významných prvků či sloučenin, fotosynteticky aktivního záření a další. S ohledem na stále se měnící klima je nevýhodou těchto databází dostupnost dat s určitým časovým zpožděním. Například



aktuální verze WorldClim v.2.1. poskytuje data nashromážděná za období 1970-2000, CliMond v.1.2. za období 1961-1990. Ovšem databáze CliMond nabízí ke stažení budoucí bioklimatické environmentální charakteristiky, a to CSIRO anebo MIROC-H. Obě sady dat obsahují dva emisní scénáře IPCC IV SRES: A1B a A2

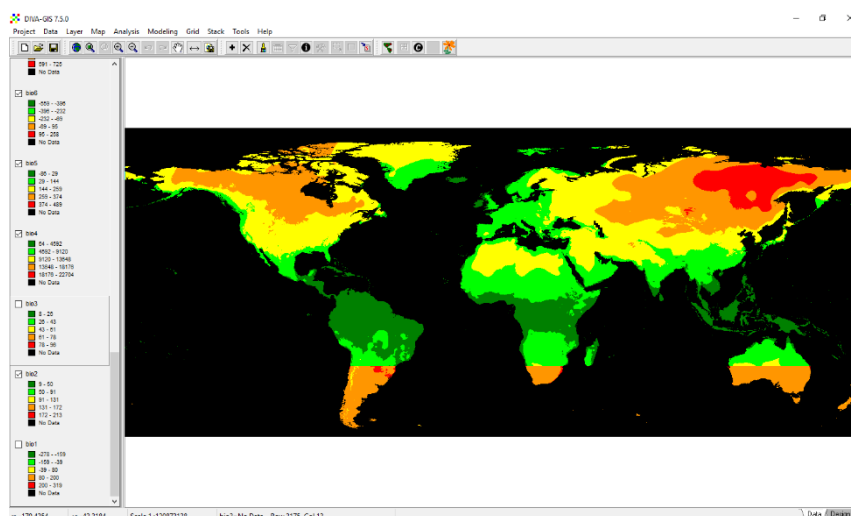
Pro modelování na menší území, jako jsou například jednotlivé chráněné oblasti, již toto měřítko není vhodné a je třeba využít charakteristik, jakými jsou například pH půd anebo vegetační pokryv (Peterson, 2003; Peterson et al., 2011). Zde nastává problém se získáním datových sad s potřebným detailem (rozlišením). Pokud tato data již existují, většinou je možné je získat za poplatek od státních institucí (ČÚZK, VÚV v.v.i., ČGS, ČHMÚ v.v.i., VÚMOP v.v.i. apod.).

#### 4.3 Úprava dat a výstupů (Merow et al., 2013; Phillips, 2005)

- DIVA-GIS a QGIS

Oba programy jsou volně stažitelné. Jedná se o komplexní systém pro zpracování a analýzu prostorových dat. Kromě řady funkcí podporuje algoritmy BIOCLIM a DOMAIN pro modelování rozšíření druhů na základě ekologických nároků. Umožňuje práce se standardními formáty jako např. shapefile, ESRI apod. (<http://www.diva-gis.org/> a <https://www.qgis.org/en/site/>)

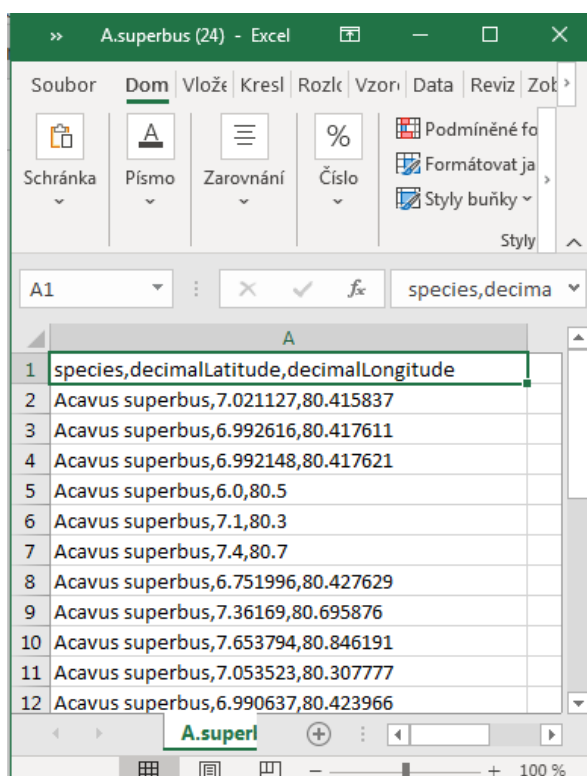
Environmentální vrstvy z výše zmíněných databází lze stáhnout v různých formátech, nejčastěji „BIL“, „ESRI“ a „TIFF“. Po stažení dat vrstvy sjednotíme do jednoho rastru a pomocí těchto programů je převedeme na formát „ASICII“, který je pro MaxEnt čitelný (obrázek 3).



Obrázek 3: sjednocení environmentálních vrstev do jednoho rastru v DIVA-GIS programu.

- Lokality výskytu druhu

Program pracuje s daty o výskytu druhu ve formátu CSV. Z on-line přístupných databází (např. GBIF, FishBase) jsou data stažitelná v tomto formátu, ovšem obsahují i data pro modelování nepotřebná. V softwaru Microsoft Excel datový soubor upravíme tak, aby obsahoval pouze potřebná data – název druhu a GPS souřadnice. Uložený soubor ve formátu CSV vypadá (obrázek 4).

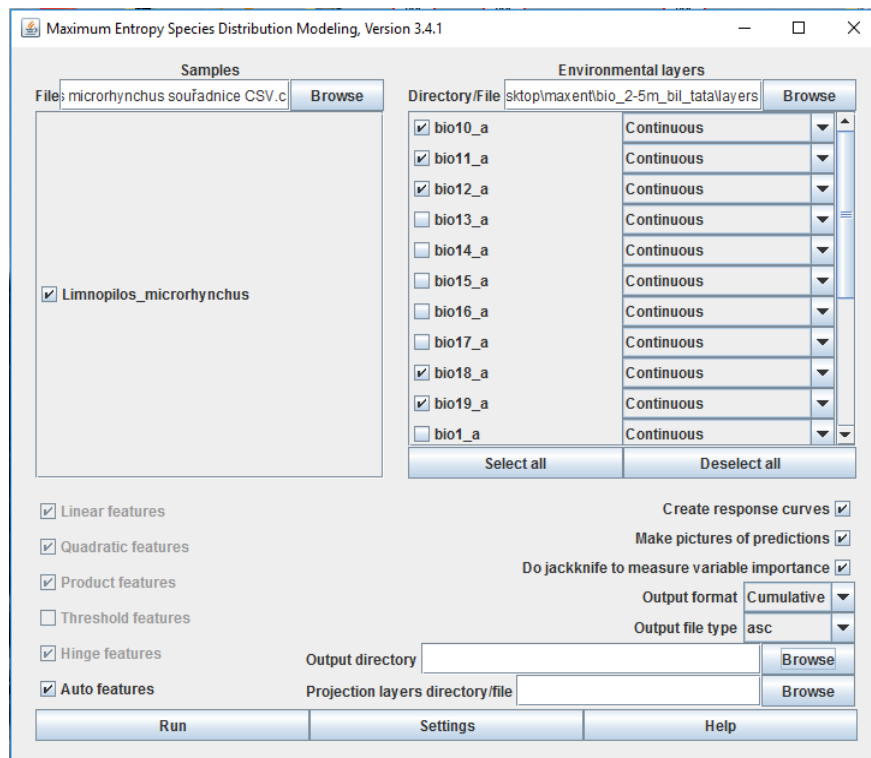


1	species,decimalLatitude,decimalLongitude
2	Acavus superbus,7.021127,80.415837
3	Acavus superbus,6.992616,80.417611
4	Acavus superbus,6.992148,80.417621
5	Acavus superbus,6.0,80.5
6	Acavus superbus,7.1,80.3
7	Acavus superbus,7.4,80.7
8	Acavus superbus,6.751996,80.427629
9	Acavus superbus,7.36169,80.695876
10	Acavus superbus,7.653794,80.846191
11	Acavus superbus,7.053523,80.307777
12	Acavus superbus,6.990637,80.423966

Obrázek 4: data o výskytu druhu v CSV formátu seřazeny pro program čitelném pořadí druh, zeměpisná délka, zeměpisná šířka.

#### 4.4 Nastavení programu a vkládání datových souborů (Merow et al., 2013; Phillips, 2005)

Po vložení souborů s daty o výskytu druhu a daty environmentálních vrstev je potřeba nadefinovat konkrétní vrstvy, zda jsou kategoriální či kontinuální. Lze tedy kombinovat různé environmentální vrstvy například klimatické se složením půd apod. (obrázek 5).



Obrázek 5: vložená vstupní data o výskytu druhu a environmentálních vrstvách v programu maxent se zvolenými příslušnými parametry.

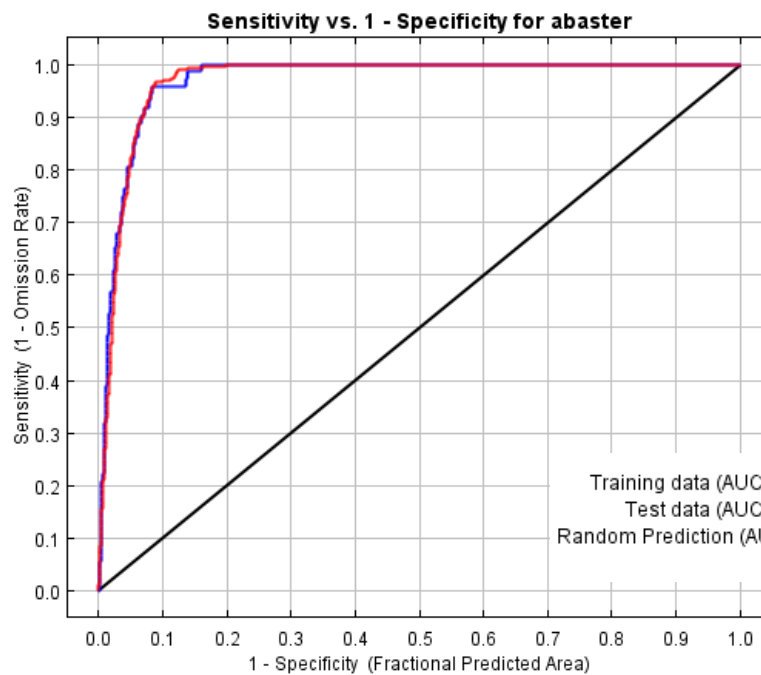
Na základě studii bylo zvoleno výchozí nastavení modelování, kdy si program sám vytváří tzv. background points, které nahrazují absenční data (Elith et al., 2011), s úpravou dílčích částí nastavení jako je počet opakování, velikost náhodné testovací sady a typ opakování. Dále si navolíme, jaké všechny výstupy požadujeme a jakým typem výstupu bude program modelovat. Po úpravě nastavení a zadání místa pro uložení modelu spustíme samotné modelování.

#### 4.5 Hodnocení výstupu a čtení z nich (Merow et al., 2013; Phillips, 2005)

Po spuštění programu získáme sérii výstupů včetně predikční mapy. Z průvodních výstupů poskytnutých programem lze vyhodnotit parametry: jakými je důležitost jednotlivých vrstev při modelování (jackknife), ROC křivka (Receiver Operation Curve), AUC (Area Under Curve – hodnota pod křivkou ROC), tabulku s prahovými hodnotami, statistické testování hypotéz aj.

- ROC křivka a AUC (hodnota pod křivkou ROC)

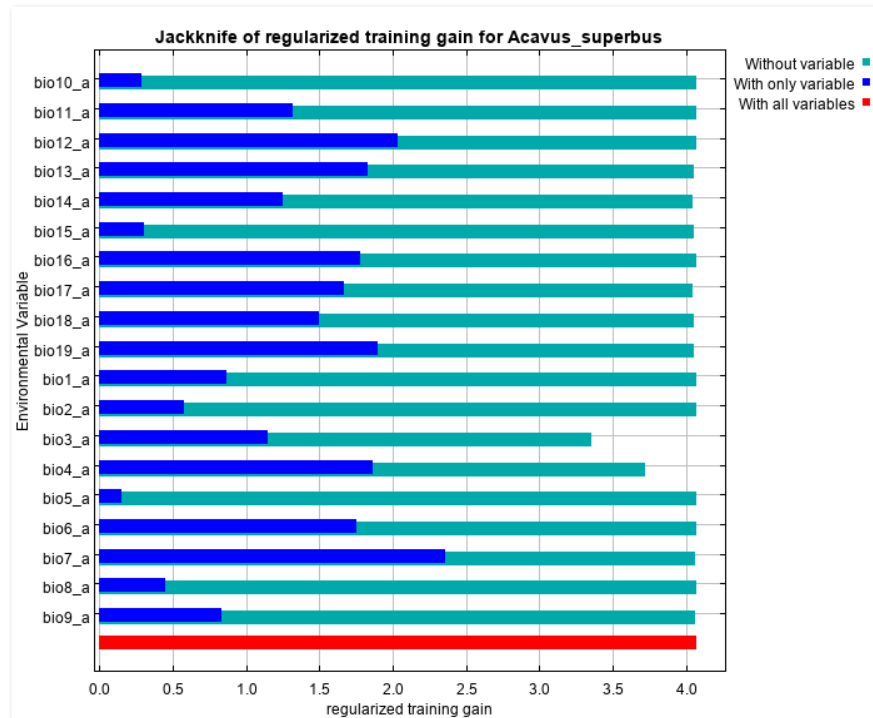
Popisuje vztah mezi specifivitou a senzitivitou, což znamená úspěšnost správného vyhodnocení absence ku správnému vyhodnocení presence druhu. Z grafu ROC křivky se vypočítává hodnota AUC, která odpovídá ploše pod křivkou. Právě AUC hodnota je nejčastěji používaná pro statistické hodnocení úspěšnosti modelů. Hodnoty AUC se pohybují v rozpětí 0,5 – 1. Je-li plocha pod křivkou rovná 1, má test vysokou statistickou validitu (obrázek 6).



Obrázek 6: ROC křivka s AUC hodnotou 0,970

- Důležitost jednotlivých vrstev při modelování (Jackknife)

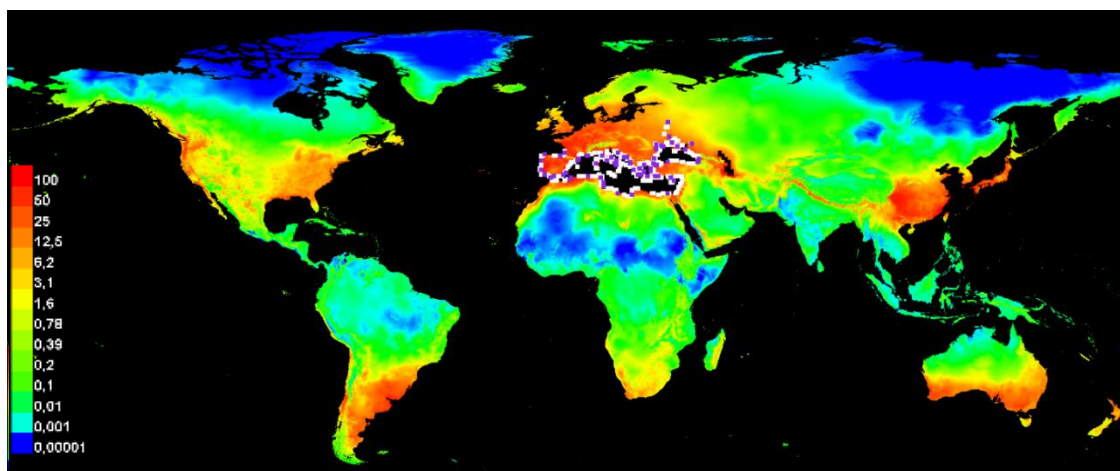
Významnost jednotlivých proměnných ukazuje graf tzv. jackknife testu. Graf ukazuje významnost jednotlivých environmentálních vrstev pro úspěšnost modelu. Tmavě modrá znázorňuje, jak by byl model úspěšný, pokud by pracoval pouze s touto proměnou a světle modrá, jak by byl model úspěšný, kdyby pracoval se všemi proměnnými právě bez této jedné (obrázek 7).



Obrázek 7: jackknife graf, kdy tmavě modrá znázorňuje, jak by byl model úspěšný, pokud by pracoval pouze s touto danou proměnou a světle modrá, jak by byl model úspěšný, kdyby pracoval se všemi proměnnými právě bez této jedné proměnné.

- Mapa potencionálního výskytu

Hlavním výstupem je pravděpodobnostní mapa o potencionálním výskytu druhu (obrázek 8). V mapě jsou bílými a fialovými čtverečky zaznamenány lokality testovací i tréninkové sady prezence druhu. Samotná mapa je škálou barev, kdy teplejší barvy znázorňují vyšší míru pravděpodobnosti výskytu druhu než chladnější barvy.



Obrázek 8: mapa potencionálního výskytu hodnoceného druhu – čím teplejší barva, tím vyšší pravděpodobnost výskytu druhu.

- Prahová hodnota

Zvyšující se pravděpodobnost výskytu druhu se zvyšující se teplotou barvy je obecné pravidlo, které nám neposkytne informace o prahové hodnotě, tudíž nejnižší hodnotě, kdy je již pravděpodobnost výskytu druhu vysoká natolik, aby bylo možné říct, že druh v dané oblasti přežije. Modelováním jednotlivých druhů, různých proměnných, popřípadě zadání odlišného nastavení vznikají různé prahové hodnoty. Tabulka dále zaznamenává vynechané testovací a tréninková data, statistické chyby a velikosti predikované plochy, na které je pravděpodobný výskyt druhu (obrázek 9).

Cumulative threshold	Cloglog threshold	Description	Fractional predicted area	Training omission rate	Test omission rate	P-value
1.000	0.017	Fixed cumulative value 1	0.232	0.000	0.000	5.127E-54
5.000	0.090	Fixed cumulative value 5	0.140	0.007	0.014	0E0
10.000	0.172	Fixed cumulative value 10	0.101	0.031	0.042	0E0
1.773	0.031	Minimum training presence	0.198	0.000	0.000	0E0
18.689	0.327	10 percentile training presence	0.069	0.097	0.097	0E0
16.166	0.283	Equal training sensitivity and specificity	0.076	0.076	0.083	0E0
12.750	0.225	Maximum training sensitivity plus specificity	0.088	0.035	0.042	0E0
15.389	0.264	Equal test sensitivity and specificity	0.078	0.069	0.083	0E0
13.783	0.239	Maximum test sensitivity plus specificity	0.084	0.042	0.042	0E0
1.773	0.031	Balance training omission, predicted area and threshold value	0.198	0.000	0.000	0E0
9.577	0.161	Equate entropy of thresholded and original distributions	0.104	0.031	0.042	0E0

Obrázek 9: tabulka znázorňující různé prahové hodnoty, statistické chyby a velikosti predikované plochy.

#### 4.6 Prezentace výsledků (Merow et al., 2013; Phillips, 2005)

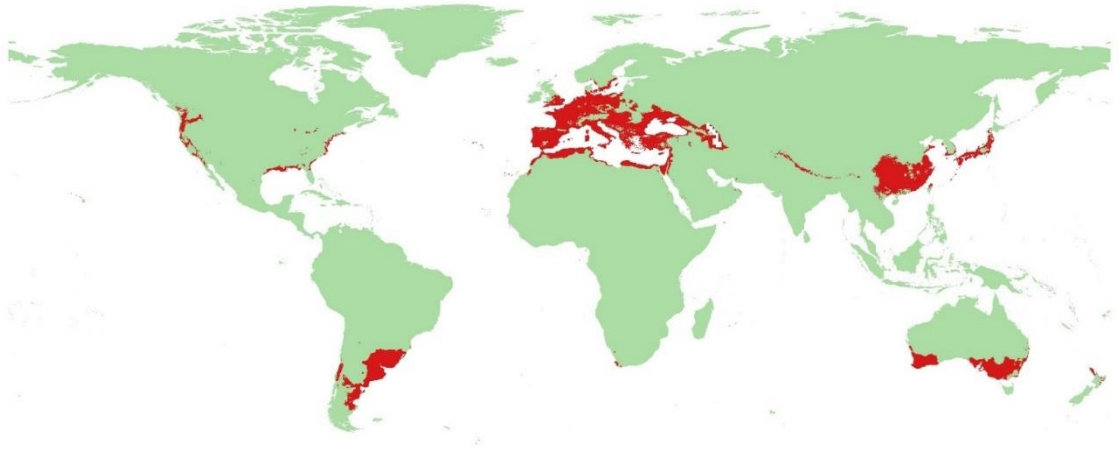
Ekologické modely do značné míry přibližují reálné prostředí. Bohužel do samotného modelování nelze zahrnout všechny zákonitosti a souvislosti prostředí. Proto je nutné, ke každému modelu přistupovat individuálně s co možná nejobsáhlejšími znalostmi o daném druhu a problematice už během samotného sestavování modelu až po následnou interpretaci výsledku.

Série výše zmíněných výstupů nám poskytne dostatek informací o samotném modelu a jeho průběhu včetně statistických dat. Po určení validity modelu, pomocí AUC hodnoty odečteme prahovou hodnotu pro výskyt druhu. Posledním důležitým výstupem je statistická tabulka s výslednými prahovými hodnotami. Na základě vynechaných testovacích a tréninkových dat, statistické chyby a velikosti predikované plochy vybereme prahovou hodnotu, od které je pravděpodobné uchycení druhu. Na základě vynechaných testovacích a tréninkových dat, statistické chyby a velikosti predikované plochy vybereme prahovou hodnotu, od které je pravděpodobné uchycení druhu (obrázek 10). Kromě zmíněných prediktorů jsou určité výpočty prahových hodnot, které se doporučují pro konkrétní interpretaci výsledků.

Cumulative threshold	Cloglog threshold	Description	Fractional predicted area	Training omission rate	Test omission rate	P-value
1.000	0.017	Fixed cumulative value 1	0.232	0.000	0.000	5.127E-54
5.000	0.090	Fixed cumulative value 5	0.140	0.007	0.014	0E0
10.000	0.172	Fixed cumulative value 10	0.101	0.031	0.042	0E0
1.773	0.031	Minimum training presence	0.198	0.000	0.000	0E0
18.689	0.327	10 percentile training presence	0.069	0.097	0.097	0E0
16.166	0.283	Equal training sensitivity and specificity	0.076	0.076	0.083	0E0
12.750	0.225	Maximum training sensitivity plus specificity	0.088	0.035	0.042	0E0
15.389	0.264	Equal test sensitivity and specificity	0.078	0.069	0.083	0E0
13.783	0.239	Maximum test sensitivity plus specificity	0.084	0.042	0.042	0E0
1.773	0.031	Balance training omission, predicted area and threshold value	0.198	0.000	0.000	0E0
9.577	0.161	Equate entropy of thresholded and original distributions	0.104	0.031	0.042	0E0

Obrázek 10: Vybraná prahová hodnota „maximum training sensitivity plus specificity na základě statistických chyb, velikosti predikované plochy uchycení druhu a konkrétního výpočtu prahové hodnoty.

Pro přehlednější znázornění potenciálního výskytu druhu s vybranou prahovou hodnotou je možné využít program jako QGIS. Tento program má mnoho funkcí pro následné zobrazení dobře čitelného výsledku modelování (obrázek 11)



*Obrázek 11: finální mapa potenciálního výskytu druhu upravená v programu QGIS na základě určené prahové hodnoty. Červené oblasti predikují výskyt druhu.*



## 5 Výsledky


### 5.1 Publikované články spoluautorské

Invazní potenciál krabů rodu *Limnopilos* (Patoka et al., 2019)



Communication

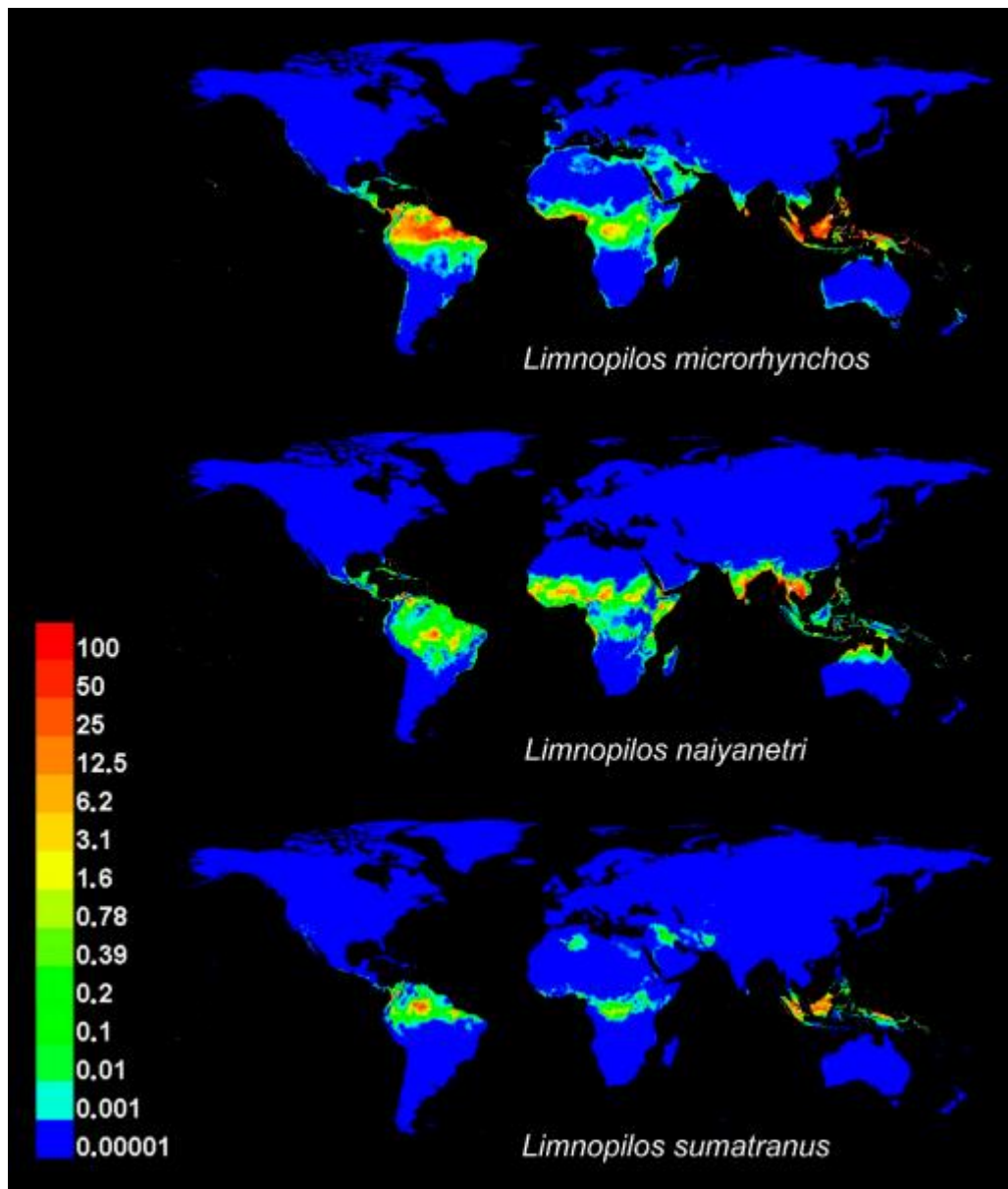
### **Invasive Potential of Pet-Traded Pill-Box Crabs from Genus *Limnopilos***

Jiří Patoka <sup>1,\*</sup> , Lucie Bohatá <sup>1</sup>, Tomáš Karella <sup>2</sup>, Jana Marková <sup>1</sup>, Ernik Yuliana <sup>3</sup> and Yonvitner <sup>4</sup>

Obchod v rámci zájmových chovů vodních živočichů je jedna z hlavních příčin globálního šíření nepůvodních druhů organismů. V posledních dvou desetiletích stoupá zájem o zájmové chovy sladkovodních korýšů z řádu desetinožců. V roce 2008 se na trhu s akvaristikou objevili drobní sladkovodní krabi z rodu *Limnopilos*. I když jsou poměrně častou součástí akvárií, znalosti o jejich biologii a životní strategii jsou nedostačující. Tudíž i jejich invazní potenciál lze jen těžko odhadnout a není dostatečně prozkoumán.

Tato studie shrnuje poznatky o dostupnosti krabů z rodu *Limnopilos* na trhu v Evropě a v Severní Americe. Na základě klimatické shody analyzuje invazní potenciál všech tří známých druhů z tohoto rodu: *L. microrhynchus* (Ng, 1995), *L. naiyanetri* Chaung a Ng, 1991 a *L. sumatranus* Naruse a Ng, 2007 v globálním měřítku. Na základě analýzy bylo potvrzeno, že v akvaristice se jako jediný známý druh z rodu *Limnopilos* využívá *L. naiyanetri*, ale je možné, že se v budoucnu na trhu se zvířaty objeví i jiné druhy z tohoto rodu.

Dle klimatické shody (obrázek 12) jsou pro potenciální výskyt krabů z rodu *Limnopilos* vhodné oblasti tropů, včetně severní části Jižní Ameriky. Jako nejrizikovější druh se ukázal *L. microrhynchus*. Tato pilotní studie obsahuje i návrhy a doporučení týkající se trhu s akvariijními živočichy, včetně sledování trhu se sladkovodními desetinožci.



Obrázek 12: predikce potenciálního celosvětového rozšíření krabů rodu *Limnopilos* (*L. microrhynchus*, *L. naiyanetri*, and *L. sumatranu*) na základě klimatické shody. Procentuální vhodnost prostředí je na mapě vyjádřena barvami – červená barva znázorňuje nejvyšší pravděpodobnost k uchycení (100 %).

# Enigmatické ohnisko račí diverzity v ohrožení: Invazní potenciál introdukce nepůvodních druhů raků na Novou Guineu (Yonvitner et al., 2020)

Received: 29 April 2019 | Revised: 9 September 2019 | Accepted: 17 November 2019  
DOI: 10.1002/aqc.3276



RESEARCH ARTICLE

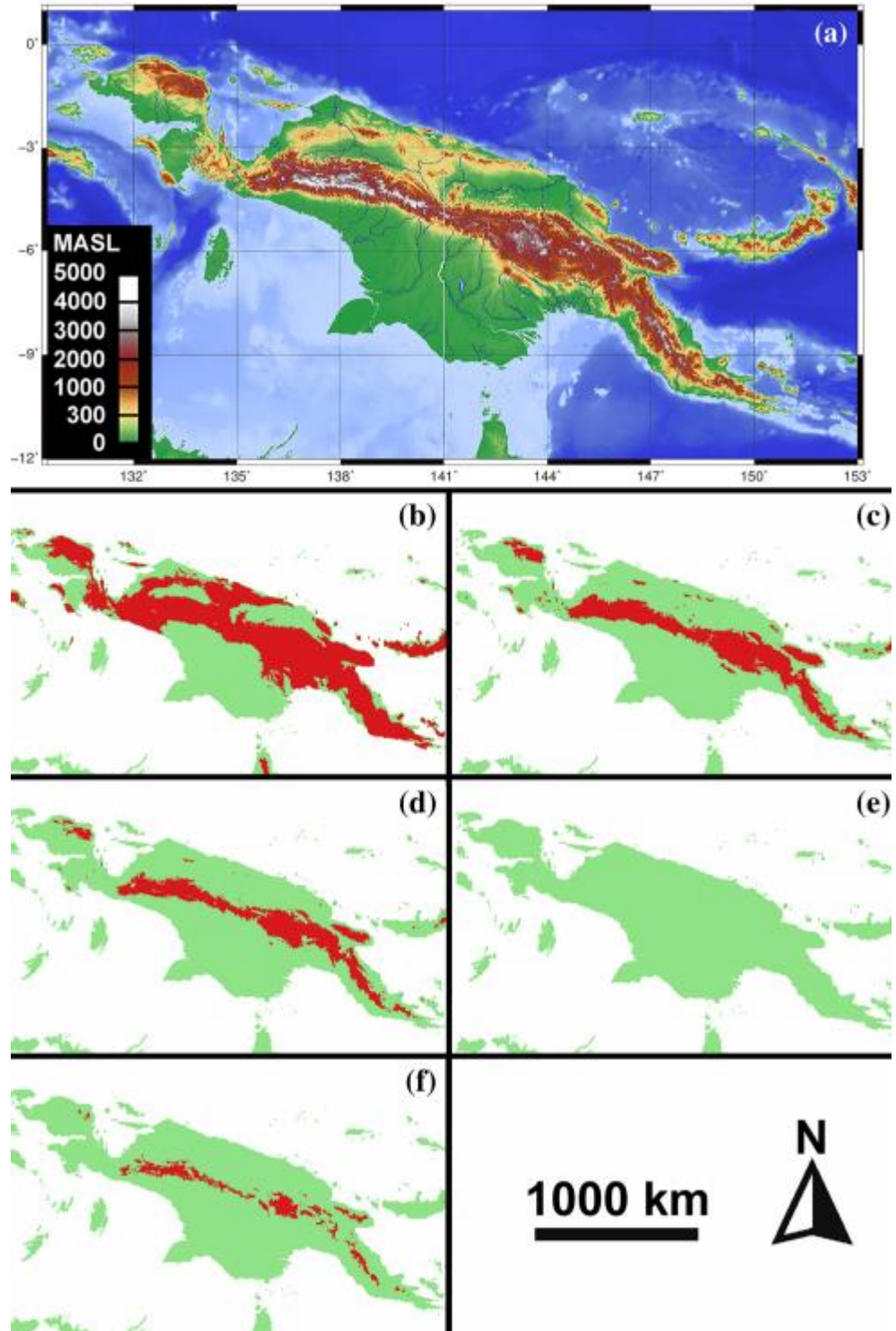
WILEY

## Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea

Y. Yonvitner<sup>1</sup> | Jiří Patoka<sup>2</sup> | Ernik Yuliana<sup>3</sup> | Lucie Bohatá<sup>2</sup> |  
Elena Tricarico<sup>4</sup> | Tomáš Karella<sup>5</sup> | Antonín Kouba<sup>6</sup> | Julian D. Reynolds<sup>7</sup>

Nová Guinea je rozlehlý ostrov, jehož západní polovina náleží Indonésii. Tento ostrov je bohatý na původní druhy astakofauny rodu *Cherax* z čeledi Parastacidae. Celosvětově Indonésie patří mezi hlavní vývozce sladkovodních raků k účelům okrasné akvakultury. Kromě toho, že některé novoguinejské druhy raků jsou využívány v rámci mezinárodního obchodu se zvířaty, na Indonéském ostrově Jáva byly již dříve zaznamenány chovy nepůvodního druhu raka *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). Tento severoamerický druh je přenašečem račího moru, letální nemoci pro většinu zástupců Parastacidae. Jelikož v Indonésii neexistují opatření regulující obchod a manipulaci s raky, lze očekávat zavlečení dalších nepůvodních druhů raků na Novou Guineu.

Z výše uvedených důvodů bylo pět druhů raků, jeden australský a čtyři severoamerické druhy, (*Cambarellus patzcuarensis* Villalobos, 1943, *Procambarus alleni* (Faxon, 1884), *P. clarkii*, *P. virginialis* (Lyko, 2017), *Cherax destructor* Clark, 1936) podrobena analýze a na základě klimatické shody byl predikován potenciální výskyt těchto druhů raků. Dle modelu klimatické shody (obrázek 13) je pravděpodobnost uchycení severoamerických druhů značná, jako nejrizikovější druh se ukázal *P. clarkii*. Vzhledem k výsledkům této studie byla navržena doporučení a opatření v rámci trhu s akvakulturními druhy raků, včetně úplného zákazu dovozu a vývozu vysoce rizikových druhů raků na území Indonésie a Papui Nové Guinei.



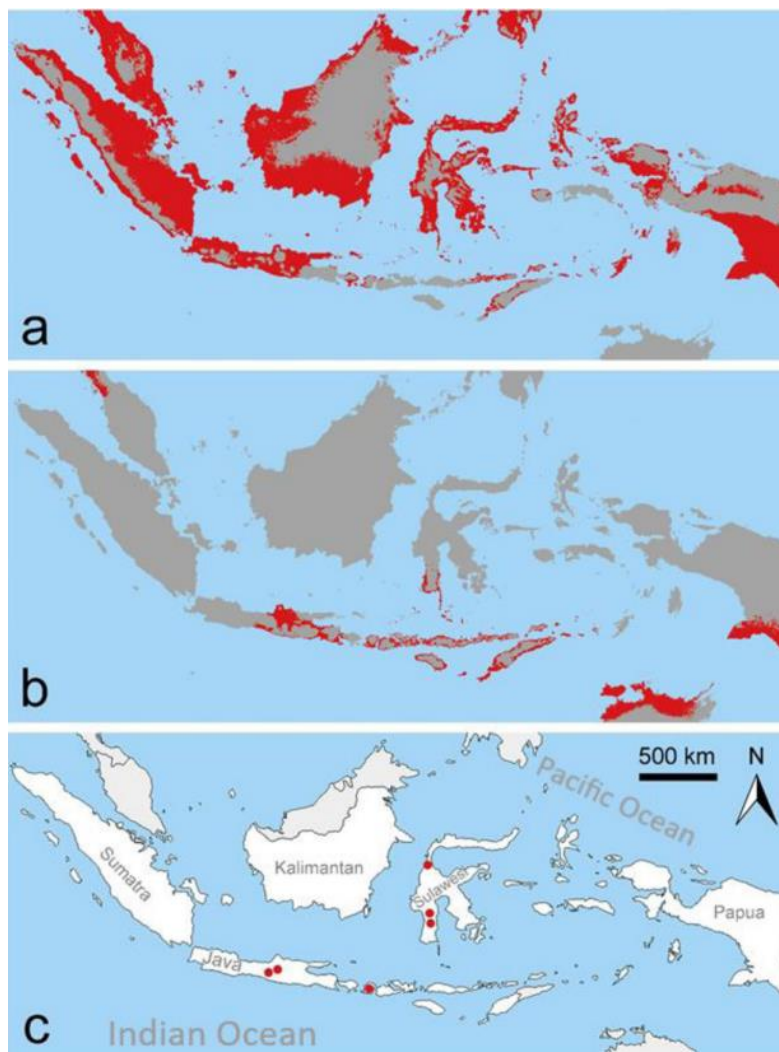
Obrázek 13: (a) topografická mapa Nové Guinei se znázorněnou nadmořskou výškou. Mapa (b-f) znázorňuje environmentální shodu pro potenciální uchycení hodnocených druhů na základě modelování programem MaxEnt: (b) *Procambarus clarkii*, (c) *Procambarus virginalis*, (d) *Cambarellus patzcuarensis*, (e) *Procambarus alleni*, (f) *Cherax destructor*.

## Two species of illegal South American sailfin catfish of the genus *Pterygoplichthys* well-established in Indonesia

Jiří Patoka<sup>1,\*</sup>, Muhammad Takdir<sup>2</sup>, Yonvitner<sup>3</sup>, Hilman Aryadi<sup>4</sup>, Rikho Jerikho<sup>5</sup>,  
Jusri Nilawati<sup>6</sup>, Fadly Yasin Tantu<sup>6</sup>, Lucie Bohatá<sup>1</sup>, Asti Aulia<sup>2</sup>, Mohammad Mukhlis Kamal<sup>7</sup>,  
Yusli Wardiatno<sup>5,7</sup> and Miloslav Petrtýl<sup>1</sup>

Populární akvaristickou rybou jsou krunýřovci pocházející z Jižní Ameriky. V nedávné době bylo zaznamenáno mnoho případů rozšíření těchto ryb ve volné přírodě na nepůvodních oblastech celého světa. V posledních letech stoupá počet záznamů o nově introdukovaných populacích druhů z rodu *Pterygoplichthys* a jejich hybridů. Díky své biologii a ekologii jsou zástupci tohoto rodu úspěšnými při překonávání geografických bariér (pomocí antropogenní činnosti) a na nových lokalitách mají predispozice k rychlému a úspěšnému uchycení.

Konkrétně dva druhy, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) a *P. pardalis* (Castelnau, 1855) a jejich kříženci jsou masivně rozšířeni na území Indonésie, kde tvoří soběstačnou populaci, která je částečně využívána k lidské obživě či krmení zvířat. Překryv lokalit výskytu těchto populací s modelem potenciálního výskytu na základě klimatické shody a programu MaxEnt (obrázek 14) si s určitou přesností odpovídají. Na základě této shody, bylo doporučeno sledování dalších oblastí s potenciálem pro výskyt těchto druhů.



Obrázek 14: Mapa Indonésie ukazující na základě modelování pomocí programu MaxEnt environmentální shodu k potenciálnímu výskytu druhu *Pterygoplichthys pardalis* (a) a *P. disjunctivus* (b). červená barva znázorňuje oblasti s vysokou pravděpodobností uchycení druhu. Lokality se záznamem výskytu jednoho ze zmiňovaných druhů či jejich hybridů jsou znázorněny červenými tečkami (c).

Ochranařský paradox Arapaimy velké: ohrožená v původní oblasti Brazílie a invazní v Indonésii (Marková et al., 2020)

Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 2020, 421, 47  
© J. Marková et al., Published by EDP Sciences 2020  
<https://doi.org/10.1051/kmae/2020039>

[www.kmae-journal.org](http://www.kmae-journal.org)

Knowledge &  
Management of  
Aquatic  
Ecosystems

Journal fully supported by Office  
français de la biodiversité

RESEARCH PAPER

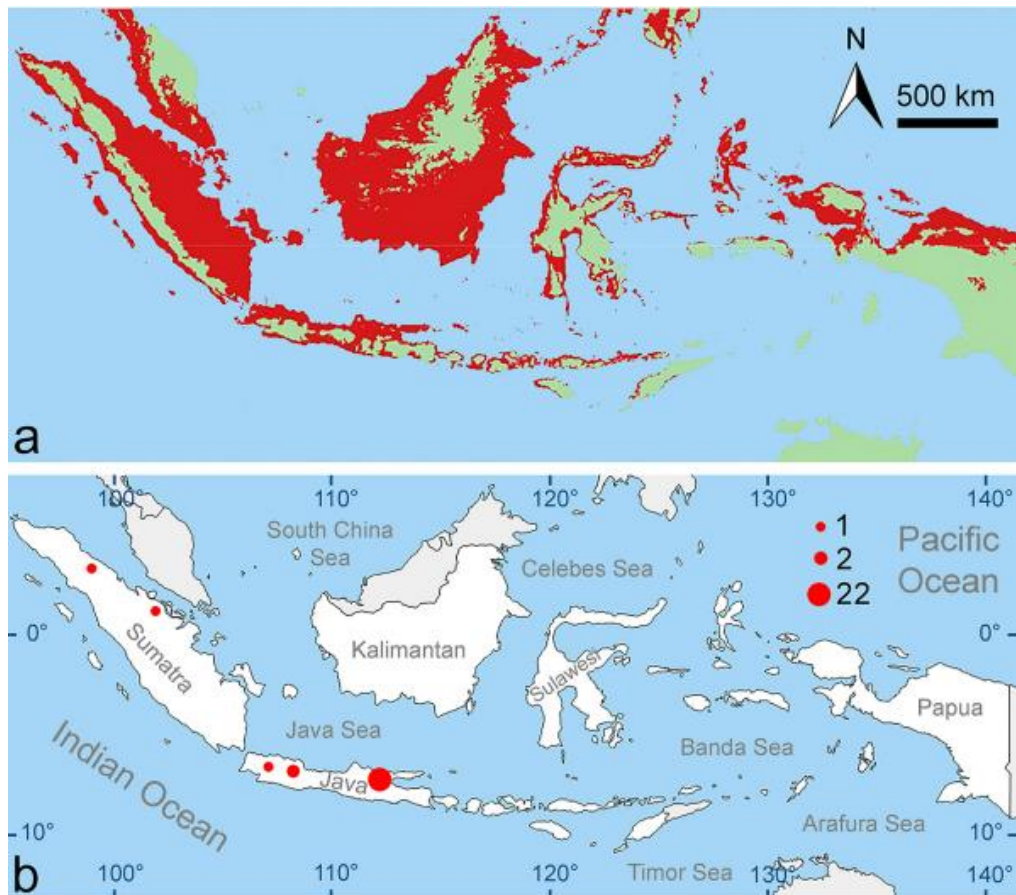
OPEN ACCESS

**Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimidae): endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia**

Jana Marková<sup>1</sup>, Rikho Jerikho<sup>2</sup>, Yusli Wardiatno<sup>2,3</sup>, Mohammad Mukhlis Kamal<sup>3</sup>, André Lincoln Barosso Magalhães<sup>4</sup>, Lucie Bohatá<sup>1</sup>, Lukáš Kalous<sup>1</sup> and Jiří Patoka<sup>1,\*</sup>

Indonésie je jednou ze zemí, které vedou v celosvětovém měřítku v obchodu okrasné akvakultury, a právě okrasná akvakultura je jednou z hlavních cest šíření nepůvodních druhů organismů. Vypuštění nebo únik těchto držených živočichů může vést k uchycení na nepůvodní lokalitě, kde se posléze daný druh může stát invazním. Na druhé straně, některé z invazních druhů jsou v lokalitách jejich přirozeného výskytu ohrožené. Tento biologický fenomén je označován jako „ochranařský paradox“ a může platit i v případě arapaimy velké (*Arapaima gigas*). Tato největší kostnatá ryba, která je na původních lokalitách v Amazonii ohrožená, je jedním z oblíbených druhů v akvakultuře, včetně chovů v Indonésii. V poslední době byly zaznamenány nálezy tohoto druhu na několika lokalitách ve volné přírodě na ostrově Jáva a Sumatra v Indonésii.

Na základě modelování klimatické shody (obrázek 15) bylo zjištěno, že většina Indonésie je vhodná pro uchycení arapaimy velké. S ohledem na velikost a dravost této ryby je dále diskutováno o možném dopadu na původní biotu Indonésie a dalších postupů pro ochranu přírody.



Obrázek 15: Mapa Indonésie ukazující na základě modelování pomocí programu MaxEnt environmentální shodu k potenciálnímu výskytu *Arapaima gigas* (a). červená barva znázorňuje oblasti s vysokou pravděpodobností uchycení druhu. Lokality se záznamem výskytu *A. gigas* jsou znázorněny červenými tečkami (b).



Nomen-omen: nepůvodní jehla černopruhá (*Syngnathus abaster*) v “Tbilisi Sea” a její potenciální celosvětový výskyt (Kuljanishvili et al., 2021)

INLAND WATERS  
2021, VOL. 11, NO. 3, 278–285  
<https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1909374>



Taylor & Francis  
Taylor & Francis Group

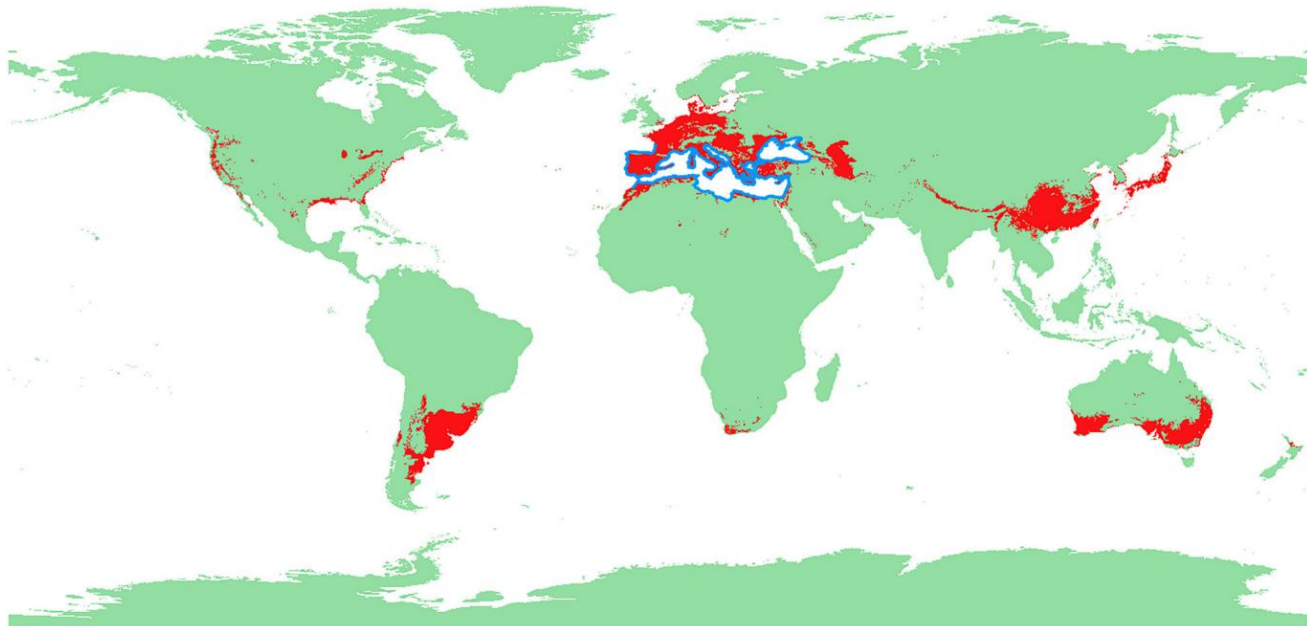
OPEN ACCESS Check for updates

**Evaluation of the potential establishment of black-striped pipefish transferred by cultural drivers**

Tatia Kuljanishvili <sup>a</sup>, Jiří Patoka <sup>a</sup>, Lucie Bohatá <sup>a</sup>, Kateřina Rylková <sup>b</sup>, Bella Japoshvili <sup>c</sup> and Lukáš Kalous <sup>a</sup>

Introdukce nepůvodních druhů je jednou z hlavních příčin celosvětové ztráty biodiverzity. Nedochozí pouze k ovlivnění původní bioty, ale také k ekologickým i ekonomickým ztrátám.

V této studii jsme potvrdili výskyt jehly černopruhé *Syngnathus abaster* Risso, 1827 ve vodní nádrži Tbilisi (střední část povodí řeky Kura), kam byla introdukována z Černého moře. Jelikož se tato událost mohla stát i v jiných oblastech, rozhodli jsme se pomocí programu MaxEnt vymodelovat celosvětový potenciální možného výskytu jehly černopruhé na základě ekologické vhodnosti prostředí (obrázek 16). Nížinné vodní plochy ve vnitrozemí a pobřežní pásma v mírných a středomořských klimatických oblastech jsou místa, kde by tento druh mohl přežít v případě vypuštění. Riziko introdukce je v současné době nízké, ale s ohledem na rostoucí místní i mezinárodní obchod se zvířaty, se zvyšuje šance dalšího vypouštění tohoto druhu.



Obrázek 16: Původní výskyt (znázorněn modře) a environmentální shoda pro uchycení *Syngnathus abaster* (znázorněna červeně) v globálním měřítku.

## 5.2 Publikované články prvoautorské

Hodnocení rizik uchycení nepůvodních druhů suchozemských plžů ze zájmových chovů  
(Bohatá a Patoka, 2023)



Article

### **Invasion Potential of Ornamental Terrestrial Gastropods in Europe Based on Climate Matching**

Lucie Bohatá  and Jiří Patoka 

#### Abstrakt

Přestože jsou suchozemští plži organismy s omezenou schopností šíření, díky minimalizaci geografických bariér skrze globalizaci a obchod se jednotlivé druhy šíří po celém světě. Mnoho druhů suchozemských plžů je řazeno mezi škůdce a invazní organismy, které znatelně snižují výnosy rostlinné produkce, negativně ovlivňují složení původní bioty a přenášejí parazity. Navzdory tomu je z pohledu biologických invazí této skupině organismů věnována nedostatečná pozornost a to zejména s ohledem na prevenci a příslušná legislativní opatření. Zájmové chovy jsou jednou z hlavních cest šíření nepůvodních druhů a obchod se suchozemskými plži, který získává na popularitě, není zmapován. Z tohoto důvodu jsme se rozhodli zmapovat trh se suchozemskými plži a na základě klimatické shody modelování potenciálního výskytu jednotlivých druhů pomocí programu MaxEnt určit míru rizikovosti jednotlivých chovaných druhů pro EU a Schengenský prostor. Na základě průzkumu českého trhu se zájmovými druhy vznikl seznam s 51 (49 ulitnatých plžů a 2 bezulitnaté plži) obchodovanými druhy suchozemských plžů. Vzhledem k nedostačujícím či chybějícím informacím bylo analyzováno pouze 29 druhů (28 ulitnatých plžů a 1 bezulitnatý plž). Na základě modelování pomocí programu MaxEnt se ukázalo, že 20 druhů obchodovaných plžů ze 7 čeledí má potenciální k uchycení na zemi EU či Schengenského prostoru. Jako druhy mající velký potenciál k uchycení byly vyhodnoceny: *Anguispira alternata*, *A. strongylodes*, *Laevicaulis alte*, *Megalobulimus oblongus*, *Rumina decollata* and *R. saharica*. V této práci, s odkazem na proběhlou analýzu pomocí programu MaxEnt, předkládáme úvahy ke zlepšení hodnocení rizikovosti potenciálně invazních druhů a dále doporučujeme průběžné sledování trhu a obchodu se zvířaty.

## Rešerše

Antropogenní aktivity mají jednoznačný vliv na biodiverzitu (Clavero et al., 2009; Tilman et al., 2001), Globalizace spojená s lidskou činností pomáhá organismům, s nízkou aktivní disperzí, jakou jsou například plži, překračovat přírodní geografické bariéry, které jsou jinak limitujícím faktorem pro šíření druhů (Hulme et al., 2008; Nentwig, 2008; Pimentel, 2011). Některé nepůvodní druhy plžů jsou prozatím známí pouze jako tzv. skleníkové druhy (Horsák et al., 2020; Juříčková, 2006), ovšem mnoho suchozemských ulitnatých i bezulitnatých plžů je celosvětově klasifikováno jako nepůvodní či invazní druhy, vzhledem k jejich negativnímu dopadu na přírodní biotu i nepůvodní ekosystémy (Lowe et al., 2000; Nielsen et al., 2016; Raut a Barker, 2002). Invazní suchozemští plži obsazují volné niky, probíhá mezi nimi potravní i prostorová kompetice s původními druhy, mohou být predátoři původních druhů, jsou vektory nepůvodních patogenů, které mohou být zraňující pro původní faunu atd. (Cowie, 2001; Lv et al., 2009).

Například *Lissachatina fulica* (Bowdich, 1822) je klasifikována jako invazní druh v různých oblastech světa (Lowe et al., 2000; Raut a Barker, 2002). Má prokazatelně negativní vliv na rostlinou produkci, druhovou biodiverzitu bezobratlých i rostlin, a je vektorem patogenů a parazitů (Gerlach et al., 2021; Thiengo et al., Fernandez, 2007). Dalším příkladem může být *Cornu aspersum* (Müller, 1774), druh, který je původní ve Středomoří západní Evropy. Na území Kalifornie a Floridy je tento druh znám jako agrikulturní i zahradní škůdce s velkým socioekonomickým dopadem (Guiller et al., 2012). Ochrannářský management, jakým je biologická kontrola, může stát na počátku biologické invaze. Plži *Euglandina rosea* (Férussac, 1821), *Gonaxis* spp. and *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758) byly na nové lokality záměrně introdukovány ke snížení populací původně zavlečených druhů plžů. Paradoxně se tyto druhy staly predátory původní fauny namísto predace nepůvodních druhů (Cowie, 2001; Holland et al., 2012), čímž způsobily vyhynutí některých endemických druhů na ostrovech v Pacifiku (Cowie a Holland, 2008; Raut a Barker, 2002).

Suchozemští plži mají relativně nízkou schopnost aktivní disperze (Aubry et al., 2006; Baur, 1986). Při překračování větších vzdáleností jsou závislí na pasivním šíření pomocí různých vektorů. Životaschopní jedinci mohou být přenášeni uchycení na těle obratlovců či přenášeného materiálu, ale i v gastrointestinálním traktu ptáků (Kolenda et al., 2017; Simonová et al., 2016; Wada et al., 2012). Nespočet příkladů nezáměrného šíření plžů s následným uchycením mimo původní lokalitu je spojováno s lidskou činností jako je převážení komodit, agrikultura, zájmový chov zvířat, medicínské záměry či chov pro konzumaci (Davis, 2009; Dörge et al., 1999; Turbelin et al., 2017). Cesty zavlečení

nepůvodních a invazních druhů nejsou vždy zcela známi, například druhy jako *Arion subfuscus* (Draparnaud, 1805), *Bradybaena similaris* (Férussac, 1822), *Deroceras reticulatum* (Müller, 1774), *Sarasinula plebeia* (Fischer, 1868), and *Elisolimax flavescens* (Keferstein, 1866) jsou z hlediska způsobu zavlečení na nepůvodní oblasti málo prozkoumány (Clavero a García-Berthou, 2005). Ovšem jako jedna z hlavních cest šíření invazních druhů je výše zmiňovaný zájmový chov zvířat, který v posledních letech má zvyšující se jak globální, tak lokální tendenci (Gherardi, 2007; Gurevitch a Padilla, 2004; Patoka et al., 2017; Yonvitner et al., 2020).

Wittenberg a Cock (2001) navrhují čtyři základní strategie pro nakládání s nepůvodními druhy: 1) prevence, 2) včasná detekce, 3) eradikace, 4) následná kontrola. Z těchto strategií se považuje prevence (identifikace potenciálně nebezpečných druhů před zavlečením) a včasná detekce s následnou eradikací dříve, než dojde k uchycení v nepůvodní oblasti, jako nejefektivnější ochranu před negativním dopadem invazních druhů (Touza et al., 2007). Právě prevence potenciálně nebezpečných druhů je považována za neúspěšnější strategii i vzhledem k problematické, časové, finanční náročnosti detekce a často nemožné celkové eradikaci (Mehta et al., 2007). Prevence zahrnuje spolupráci vědců (environmentální modelování, hodnocení rizikovosti, monitorování cest zavlečení), zákonodárců (legislativní opatření), ale i široké veřejnosti (osvětu veřejnosti, spolupráci při monitoringu nepůvodních organismů) apod. (Akmal et al., 2022; Robinet et al., 2015; Simberloff et al., 2013).

Přestože je prevence před biologickými invazemi nejefektivnějším způsobem, jak chránit životní prostředí, účinnost podporujících opatření je poněkud kontroverzní, a to vzhledem k chybějícím analýzám rizikovosti i implementací v zákonech (Magalhães a Andrade, 2014; Patoka et al., 2018). Evropská unie, jako člen Úmluvy o biologické rozmanitosti, reguluje transport, obchodování, držení a chov invazních druhů ohrožujících území EU na základě Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č.1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.

V porovnání s vodními druhy (Ng et al., 2016; Padilla a Williams, 2004; Patoka et al., 2017), je riziko introdukce a obchod se suchozemskými druhy ze zájmových chovů méně prozkoumán, a to suchozemské plže nevyjímaje (Auliya et al., 2016; Patoka et al., 2016) Česká republika zaujímá v rámci globálního trhu se zvířaty jednu z vedoucích pozic jako importér, exportér a producent zájmových druhů zvířat, tím se stává vstupní bránou pro nepůvodní druhy v rámci EU a Schengenského prostoru (Auliya et al., 2016; Kalous et al., 2015). Z těchto důvodů jsme se rozhodli na základě dostupnosti chovaných suchozemských

plžů v rámci ČR a klimatické shody pomocí programu MaxEnt analyzovat pravděpodobnost uchycení nových populací v rámci EU a Schengenského prostoru.

### *Metodika*

Seznam s obchodovanými druhy plžů (Tabulka 1) byl převzat z (Bohatá a Patoka, 2019), a aktuální taxonomie byla převzata z <https://www.molluscabase.org>. Pro 51 druhů z 11 čeledí (49 druhů zástupců ulitnatých plžů a 2 bezulitnatých plžů) byla provedena analýza klimatické shody původní oblasti a území EU a Schengenského prostoru pomocí programu MaxEnt (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent)) (Phillips, 2005). Na základě poznatků obchodníků se zvířaty a chovateli byla k jednotlivým druhům plžů přiřazena náročnost chovu, která se opírá o potravní potřeby, adaptabilitu na prostředí, reprodukci apod. ([landsnails.org](http://landsnails.org), <https://aquariumbreeder.com>).

Vstupní data pro modelování shody byla použita na základě publikovaných informací o původním výskytu a environmentálních proměnných důležitých pro výskyt druhu (teplotní, vlhkostní a srážkové parametry) (Raut a Barker, 2002; Vogler et al., 2013). Výsledkem je mapa ukazující potenciální oblast výskytu pro každý druh. GPS souřadnice lokalit původního výskytu druhu byly převzaty z globální databáze GBIF (GBIF; <https://www.gbif.org>), opírajíc se o publikované záznamy (e.g. Prévot, Jordaens, a Backeljau, 2014) a online databáze (ADW <https://animaldiversity.org/>, Terrestrial Mollusc Tool <https://idtools.org/id/mollusc>, WMSDB <https://www.bagniliggia.it/WMSD/WMSDhome.htm>). Environmentální vrstvy byly staženy z databáze CliMond (v.1.2; <https://www.climond.org>) s prostorovým rozlišením 10 min (~1 km<sup>2</sup>). Dataset vrstev byl sestaven v QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site>) a převeden do příslušného ASCII formátu. Tato upravená data byla dále společně s daty o výskytu druhu použita při samotném modelování v programu MaxEnt. Na základě dostupných informací bylo použito 27 bioklimatických vrstev (Bio1–Bio19, Bio28–Bio35) (Tabulka 2). U samotného modelování bylo 80 % záznamu výskytu použito k modelovému tréninku, zbylých 20 % bylo použito pro modelový test. Počet záznamu výskytu byl u každého druhu jiný v závislosti na dostupnosti dat v databázi GBIF. Výsledkem programu MaxEnt je spojitá pravděpodobnostní mapa ukazující vhodnost stanovišť pro daný druh. Následná vizualizace vhodnosti prostředí byla provedena pomocí programu QGIS 3.8.2 Zanzibar.

Podle statistického šetření při modelování a prahových hodnot pro každý druh (Tabulka 3) byla použita jako prahová hodnota „balance training omission“ (Giovanelli et al., 2008; Oliveira et al., 2010; Phillips et al., 2006). Oblasti dosahující či překračující zvolenou

specifickou prahovou hodnotu jsou interpretovány jako oblasti bez klimatických omezení v rámci přežití daného druhu (na příslušných mapách jsou znázorněny červeně).

AUC hodnota pod ROC křivkou vykazuje statistickou validitu modelu a pravděpodobnost, že náhodný výběr výskytových dat je vyšší než náhodný výběr absenčních dat. Tato hodnota přesahovala u všech hodnocených druhů hranici 0,95 což značí vysokou validitu modelu (Tabulka 3) (Elith et al., 2011; Ward, 2007). Stupeň potenciálního rizika byla vyhodnocen na základě velikosti potenciálního rozšíření predikované oblasti: S – malá oblast, pouze Makaronézie; M – středně velká oblast pokrývající méně jak 5 % hodnoceného území; L – velká oblast pokrývající více jak 5 % hodnoceného území.

Druh	Autor	Čeď	Náročnost chovu	Původní geografické rozšíření	Status
<i>Acavus haemastoma</i>	(Linnaeus, 1758)	Acavidae	střední	OL	x
<i>Acavus superbus</i>	(L. Pfeiffer, 1850)	Acavidae	střední	OL	x
<i>Helicophanta bicingulata</i>	(E. A. Smith, 1882)	Acavidae	střední	AT	x
<i>Helicophanta magnifica</i>	Férussac, 1819	Acavidae	střední	AT	x
<i>Oligospira waltoni</i>	(Reeve, 1842)	Acavidae	střední	OL	x
<i>Achatina achatina</i>	(Linnaeus, 1758)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Achatina balteata</i>	Reeve, 1849	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Achatina craveni</i>	E. A. Smith, 1881	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Achatina schweinfurthi</i>	E. von Martens, 1874	Achatinidae	střední	AT	P
<i>Achatina tincta</i>	Reeve, 1849	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Achatina weynsi</i>	Dautzenberg, 1900	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina degneri</i>	Bequaert & Clench, 1936	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina marginata</i>	(Swainson, 1821)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina papyracea</i>	(L. Pfeiffer, 1845)	Achatinidae	-	AT	P
<i>Archachatina purpurea</i>	(Gmelin, 1790)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina puylaerti</i>	A. R. Mead, 1998	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina rhodostoma</i>	(Philippi, 1849)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Archachatina ventricosa</i>	(A. Gould, 1850)	Achatinidae	-	AT	P
<i>Ceras dautzenbergi</i>	Dupuis & Putzeys, 1901	Achatinidae	nízká	AT	x
<i>Cochlitoma varicosa</i>	(L. Pfeiffer, 1861)	Achatinidae	-	AT	P
<i>Limicolaria aurora</i>	(Jay, 1839)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Limicolaria flammea</i>	(O. F. Müller, 1774)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Limicolaria martensiana</i>	(E. A. Smith, 1880)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina albopicta</i>	(E. A. Smith, 1878)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina allisa</i>	(Reeve, 1849)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina fulica</i>	(Bowdich, 1822)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina immaculata</i>	(Lamarck, 1822)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina reticulata</i>	(L. Pfeiffer, 1845)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Lissachatina zanzibarica</i>	(Bourguignat, 1879)	Achatinidae	nízká	AT	P
<i>Paropeas achatinaceum</i>	(L. Pfeiffer, 1846)	Achatinidae	nízká	OL	NN
<i>Pseudachatina downesii</i>	(G. B. Sowerby I, 1838)	Achatinidae	vysoká	AT	P
<i>Rumina decollata</i>	(Linnaeus, 1758)	Achatinidae	nízká	PA	I
<i>Rumina saharica</i>	Pallary, 1901	Achatinidae	nízká	PA	MI, NN
<i>Subulina octona</i>	(Bruguière, 1789)	Achatinidae	nízká	NT	NN
<i>Ariophanta exilis</i>	(O. F. Müller, 1774)	Airophantidae	nízká	OL	x
<i>Hemiplecta distincta</i>	(L. Pfeiffer, 1850)	Airophantidae	střední	OL	x
<i>Macrochlamys amboinensis</i>	(E. von Martens, 1864)	Airophantidae	nízká	OL	NN
<i>Hadra webbi</i>	(Pilsbry, 1900)	Camaenidae	nízká	AU	x
<i>Oospira vanbuensis</i>	(Bavay & Dautzenberg, 1899)	Clausiliidae	nízká	OL	x
<i>Phaedusa paviei</i>	(Morlet, 1893)	Clausiliidae	nízká	OL	x
<i>Anguispira alternata</i>	(Say, 1817)	Discidae	nízká	NA	x
<i>Anguispira strongyloides</i>	(L. Pfeiffer, 1855)	Discidae	nízká	NA	x
<i>Pleurodonte isabella</i>	(Férussac, 1822)	Pleurodontidae	nízká	NT	x
<i>Caracolus excellens</i>	(L. Pfeiffer, 1853)	Solaropsidae	nízká	NT	x
<i>Caracolus marginella</i>	(Gmelin, 1791)	Solaropsidae	nízká	NT	x
<i>Caracolus sagemon</i>	(H. Beck, 1837)	Solaropsidae	nízká	NT	x
<i>Megalobulimus oblongus</i>	(O. F. Müller, 1774)	Strophocheilidae	-	NT	NN
<i>Laevicaulis alte</i>	(Férussac, 1822)	Veronicellidae	easy	AT	I
<i>Leidyula sloanii</i>	(Cuvier, 1816)	Veronicellidae	easy	NT	P, NN
<i>Zachrysia guanensis</i>	(Poey, 1858)	Zachrysiidae	střední	NT	P
<i>Zachrysia provisoria</i>	(L. Pfeiffer, 1858)	Zachrysiidae	-	NT	I

Tabulka 1: seznam suchozemských plžů ze zájmového chovu, popis druhu, čeď, náročnost chovu (jednoduchá, střední, náročná), původní geografické rozšíření (AT - afrotropická, AU - australská, NA - nearktická, NT - neotropická, OL - orientální, PA - palearktická, status (x – bez záznamu, I – invazní, MI – možná záměna s invazním druhem, NN – nepůvodní druh, P – škůdce).

Number	Variable	Minimum temp (°C)	Maximum temp (°C)	Rainfall (mm month <sup>-1</sup> )	Radiation (W m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Pan evaporation (mm d <sup>-1</sup> )
Bio01	Annual mean temperature (°C)	x	x			
Bio02	Mean diurnal temperature range (mean(period max-min)) (°C)	x	x			
Bio03	Isothermality (Bio02 ÷ Bio07)	x	x			
Bio04	Temperature seasonality (C of V)	x	x			
Bio05	Max temperature of warmest week (°C)		x			
Bio06	Min temperature of coldest week (°C)	x				
Bio07	Temperature annual range (Bio05-Bio06) (°C)	x	x			
Bio08	Mean temperature of wettest quarter (°C)	x	x	x		
Bio09	Mean temperature of driest quarter (°C)	x	x	x		
Bio10	Mean temperature of warmest quarter (°C)	x	x			
Bio11	Mean temperature of coldest quarter (°C)	x	x			
Bio12	Annual precipitation (mm)			x		
Bio13	Precipitation of wettest week (mm)			x		
Bio14	Precipitation of driest week (mm)			x		
Bio15	Precipitation seasonality (C of V)			x		
Bio16	Precipitation of wettest quarter (mm)			x		
Bio17	Precipitation of driest quarter (mm)			x		
Bio18	Precipitation of warmest quarter (mm)	x	x	x		
Bio19	Precipitation of coldest quarter (mm)	x	x	x		
Bio28	Annual mean moisture index			x		x
Bio29	Highest weekly moisture index			x		x
Bio30	Lowest weekly moisture index			x		x
Bio31	Moisture index seasonality (C of V)			x		x
Bio32	Mean moisture index of wettest quarter			x		x
Bio33	Mean moisture index of driest quarter			x		x
Bio34	Mean moisture index of warmest quarter	x	x	x		x
Bio35	Mean moisture index of coldest quarter	x	x	x		x

*Tabulka 2: vybrané bioklimatické vrstvy a proměnné použité pro modelování v programu MaxEnt (<https://www.climond.org>). Symbol x označuje proměnné zahrnuté v konkrétních vrstvách.*

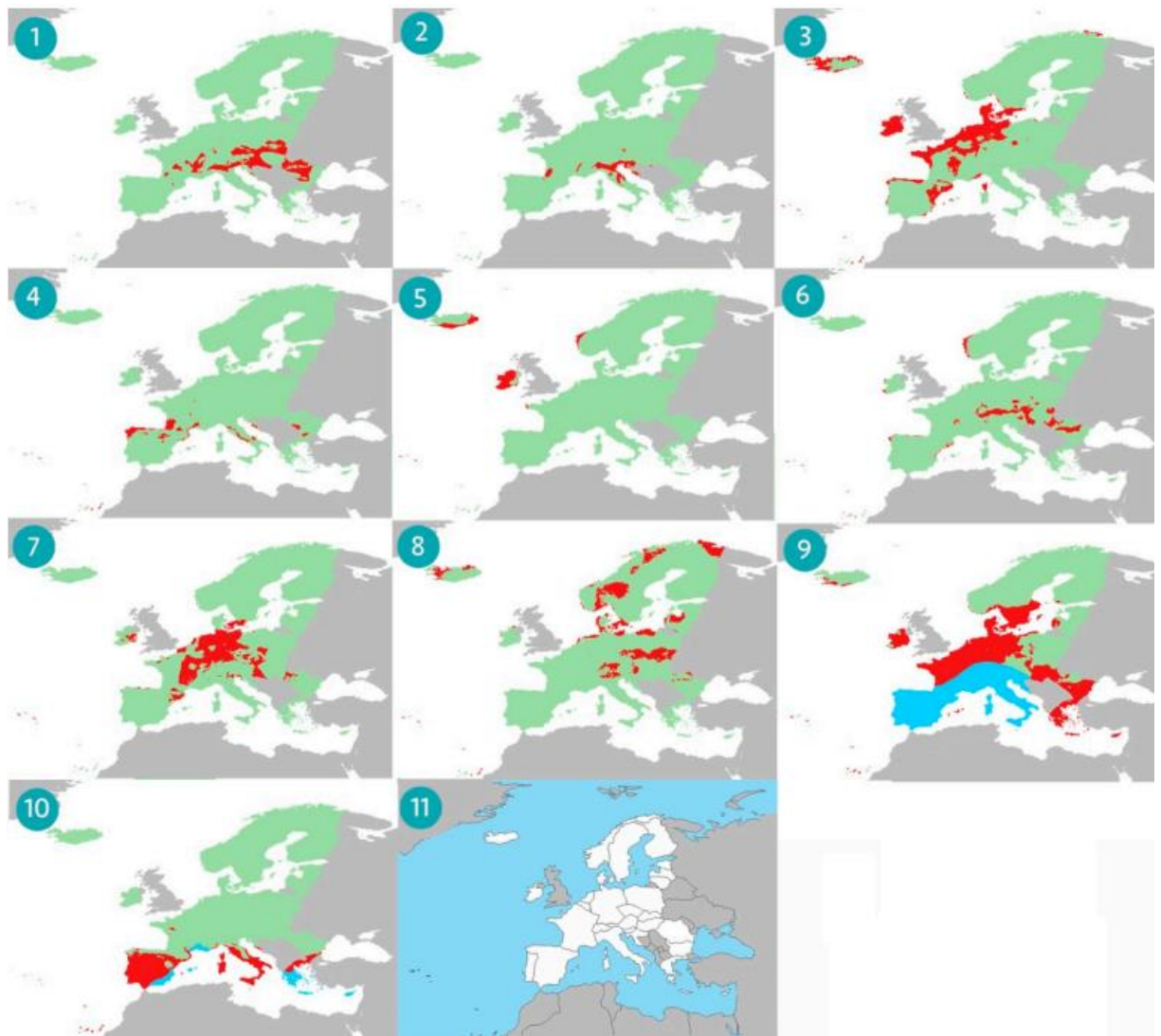


Druh	Čeleď	CM (1-19,28-35)	Prahová	AUC
			hodnota Balance	CM (1-19,28-35)
<i>Acavus superbus</i>	Acavidae	M	0.757	0.994
<i>Helicophanta bicingulata</i>	Acavidae	L	1.168	0.998
<i>Helicophanta magnifica</i>	Acavidae	S	1.770	0.997
<i>Achatina achatina</i>	Achatinidae	N	1.226	0.997
<i>Achatina balteata</i>	Achatinidae	S	3.130	0.976
<i>Achatina schweinfurthi</i>	Achatinidae	N	0.771	0.985
<i>Archachatina marginata</i>	Achatinidae	M	1.094	0.993
<i>Archachatina ventricosa</i>	Achatinidae	M	2.372	0.999
<i>Cochlitoma varicosa</i>	Achatinidae	L	1.751	0.998
<i>Limicolaria flammea</i>	Achatinidae	S	2.164	0.963
<i>Limicolaria aurora</i>	Achatinidae	S	2.118	0.988
<i>Limicolaria martensiana</i>	Achatinidae	N	1.609	0.993
<i>Lissachatina allisa</i>	Achatinidae	M	2.177	0.988
<i>Lissachatina fulica</i>	Achatinidae	S	1.196	0.997
<i>Lissachatina reticulata</i>	Achatinidae	S	1.633	0.995
<i>Rumina decollata</i>	Achatinidae	L	1.694	0.982
<i>Rumina saharica</i>	Achatinidae	L	2.128	0.997
<i>Subulina octona</i>	Achatinidae	N	0.611	0.999
<i>Hemiplecta distincta</i>	Airophantidae	N	0.937	0.998
<i>Hadra webbi</i>	Camaenidae	L	1.068	0.990
<i>Phaedusa paviei</i>	Clausiliidae	L	3.337	0.998
<i>Anguispira alternata</i>	Discidae	L	1.422	0.955
<i>Anguispira strongylodes</i>	Discidae	L	1.358	0.995
<i>Caracolus marginella</i>	Solaropsidae	N	0.617	0.999
<i>Caracolus sagemon</i>	Solaropsidae	N	0.968	0.998
<i>Megalobulimus oblongus</i>	Strophocheilidae	L	2.722	0.980
<i>Laevicaulis alte</i>	Veronicellidae	L	3.806	0.98
<i>Zachrysia guanensis</i>	Zachrysiidae	N	0.993	0.999
<i>Zachrysia provisorica</i>	Zachrysiidae	N	1.066	0.999

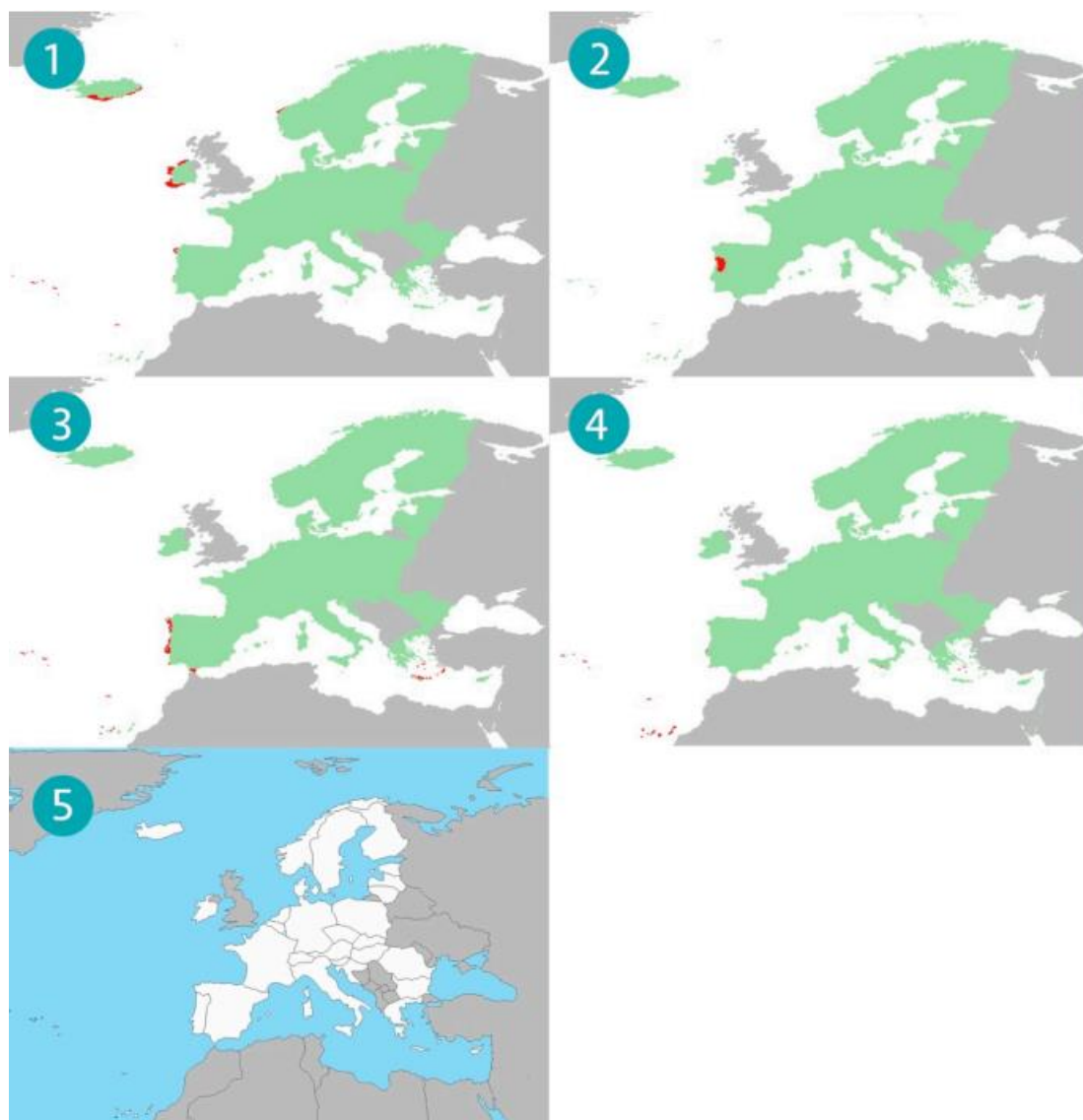
Tabulka 3: Výsledné hodnocení rizikovitosti pomocí programu MaxEnt pro 29 hodnocených druhů. Na základě vybraných bioklimatických vrstev (CM Bio1-Bio19, Bio28-35) byla vyhodnocena velikost potenciálního uchycení jednotlivých druhů v rámci hodnoceného území EU a Schengenského prostoru: S – malé území (Makaronézie); M – středně velké území, nepřesahující 5% z hodnoceného území; L – velké území, potenciální uchycení na ploše větší než je 5% hodnoceného území. Prahové hodnoty (Threshold) byly vypočteny během samotného modelování pro každý druh zvlášť. Všechny hodnocené modely se vyznačovaly AUC hodnotou vyšší než 0,95 – vysoce validní modely.

## Závěr

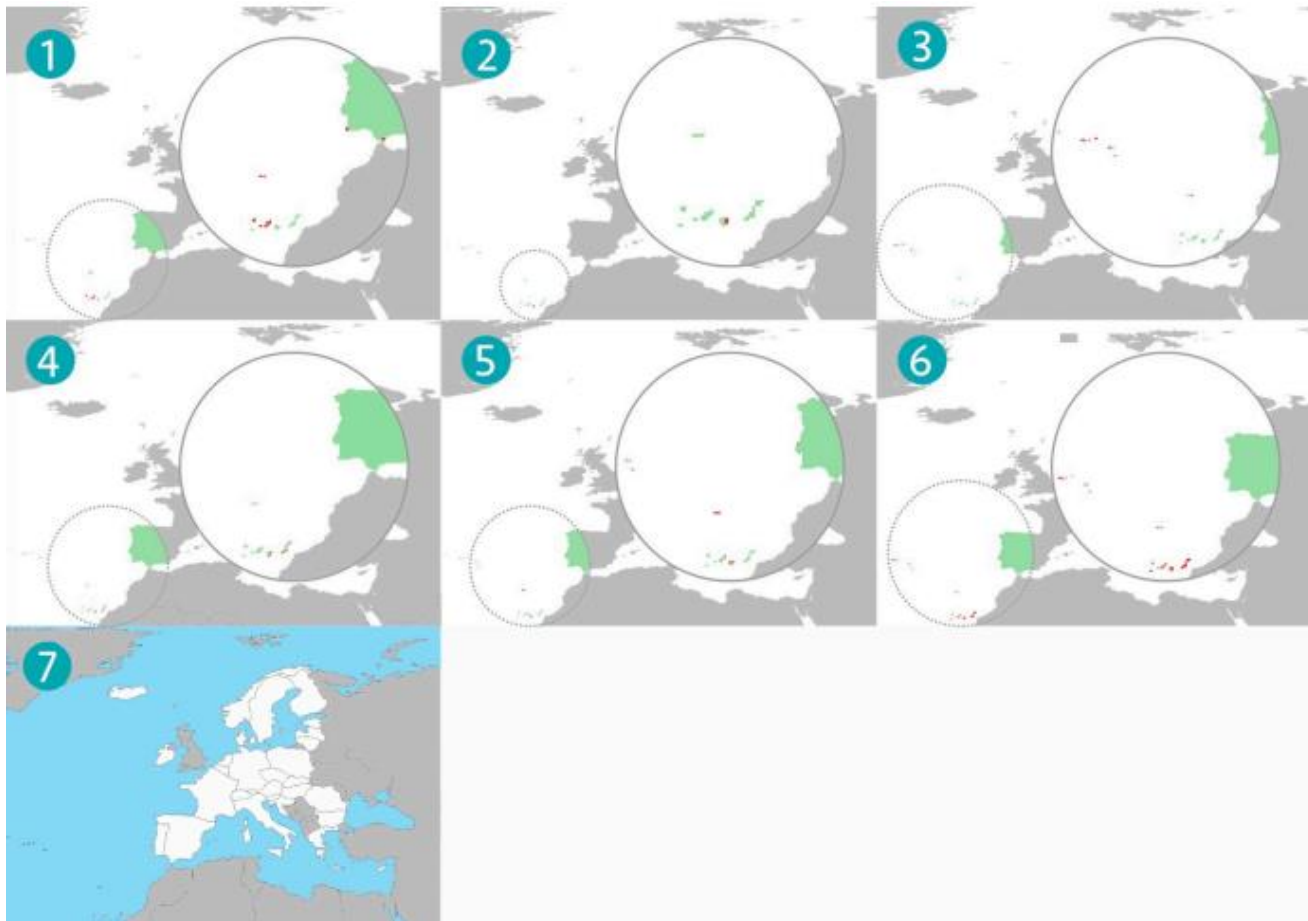
Na základě dostupnosti dat bylo pomocí programu MaxEnt hodnoceno pouze 29 druhů z původních 51 hodnocených suchozemských plžů ze zájmového chovu (Tabulka 3). Devět z nich vyšlo bez potenciálního uchycení v rámci EU či Schengenského prostoru: *Achatina achatina* (Linnaeus, 1758); *Achatina schweinfurthi* von Martens, 1874; *Limicolaria martensiana* (Smith 1880); *Hemiplecta distincta* (Pfeiffer, 1850); *Caracolus marginella* (Gmelin, 1791); *Caracolus sagemon* (Beck, 1837); *Zachrysia guanensis* (Poey, 1858); *Z. provisoria* (Pfeiffer, 1850); and *Subulina octona* (Bruguière, 1789). Zbylých 2é druhů ze 7 čeledí má dle analýzy potenciál k etablování na hodnoceném území. Deseti druhům je přisuzována potenciální schopnost uchycení na velké ploše hodnoceného území: *Cochlitoma varicosa* (Pfeiffer, 1861); *Helicophanta bicingulata* (Smith, 1882); *Hadra webbi* (Pilsbry, 1900); *Phaedusa paviei* (Morlet, 1893); *Anguispira alternata* (Say, 1817); *Anguispira strongylodes* (Pfeiffer, 1855); *Megalobulimus oblongus* (Müller, 1774); *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758); *Rumina saharica* (Pallary, 1901); and *Laevicaulis alte* (Férussac, 1822). Čtyři druhy: *Archachatina marginata* (Swainson, 1821); *Archachatina ventricosa* (Gould, 1850); *Acavus superbus* (Pfeiffer, 1850); and *Lissachatina allisa* (Reeve, 1849) mají potenciál k uchycení na středně velkém území predikované oblasti a šest druhů má potenciál k uchycení v oblasti Makaronézie, tudíž pravděpodobnost uchycení na malé ploše predikované oblasti: *Achatina balteata* (Reeve, 1849); *Limicolaria flammea* (Müller, 1774); *L. aurora* (Jay, 1839); *Lissachatina fulica* (Bowdich, 1822); *L. reticulata* (Pfeiffer, 1845); and *Helicophanta magnifica* (Férussac, 1819)



Obrázek 17: hodnocené druhy pomocí modelu MaxEnt s potenciálním uchycením na velkém území (pokryvnost větší než 5 %) hodnoceného území EU a Schengenského prostoru (značené zeleně). Modře značené území je oblast původního výskytu druh a červeně vyznačené území znázorňuje oblast s vysoké pravděpodobnosti uchycení daného druhu: (1) *Anguispira alternata*, (2) *A. strongylodes*, (3) *Cochlitoma varicosa*, (4) *Hadra webbi*, (5) *Helicophanta bicingulata*, (6) *Laevicaulis altea*, (7) *Megalobulimus oblongus*, (8) *Phaedusa paviei*, (9) *Rumina decollata* a (10) *R. saharica*; (11) mapa Evropské Unie a Schengenského prostoru.



Obrázek 18: hodnocené druhy pomocí modelu MaxEnt s potenciálním uchycením na velkém území (pokryvnost menší než 5 %) hodnoceného území EU a Schengenského prostoru (značené zeleně). Červeně vyznačené území znázorňuje oblast s vysoké pravděpodobnosti uchycení daného druhu: 1) *Acavus superbus*, (2) *Archachalina ventricosa*, (3) *A. marginata* a (4) *Lissachatina allisa*; (5) mapa Evropské Unie a Schengenského prostoru.



Obrázek 19: hodnocené druhy pomocí modelu MaxEnt s potenciálním uchycením na velkém území (pokryvnost menší než 5 %) hodnoceného území EU a Schengenského prostoru (značené zeleně). Červeně vyznačené území znázorňuje oblast s vysoké pravděpodobnosti uchycení daného druhu: 1) *Acavus superbus*, (2) *Archachalina ventricosa*, (3) *A. marginata* a (4) *Lissachatina allisa*; (5) mapa Evropské Unie a Schengenského prostoru.

### Diskuze

Z 29 vyhodnocených druhů suchozemských plžů se 20 druhů ukázalo jako potenciálně schopných uchytit se a vytvořit nové populace v rámci EU a Schengenského prostoru. Tento výsledek potvrzuje předpoklad, že obchod a chov zájmových zvířat je vstupní branou pro šíření nepůvodních druhů a představuje riziko zavlečení invazních druhů (Lockwood et al., 2019; Patoka et al., 2018; Shivambu et al., 2020; Turbelin et al., 2017).

Charakteristickými znaky pro často obchodovaná a chovaná zájmová zvířata jsou pro ně typické vlastnosti jako je nenáročnost chovu, manipulace a péče. Vyšší míra tolerance vůči různým faktorům prostředí, dietní variabilita, nenáročný odchov spojený s vysokou plodností a nenáročnou reprodukční strategií společně s klimatickými charakteristikami prostředí jako je teplota, vlhkost a množství srážek lze sledovat důležitými ukazateli pro úspěšné uchycení

hodnocených druhů (Nielsen et al., 2016; Phillips a Dudík, 2008; Vogler et al., 2013). Nejznámějším příkladem tohoto fenoménu je dobře známá *L. Fulica* (Nielsen et al., 2016), která je rozšířená v mnoha částech světa (Global Invasive Species Database GISD ISSG <http://www.iucngisd.org>). Na základě hodnocení pomocí programu MaxEnt *L. fulica* vyšla jako druh s potenciálně okupující malou oblast hodnoceného území – Makronézií. Ovšem vzhledem k tomu, že je tento druh schopný samooplození, jeho známé invazní historii, jednoznačnému globálnímu negativnímu dopadu na biodiverzitu a ekonomiku, a v neposlední řadě díky zařazení *L. fulica* do seznamu IUCN „100 nejinvazivnějších druhů ve světě“ (Lowe et al., 2000). Nielsen et al. (2016) ve své hodnocení rizikovosti suchozemských plžů pro norskou biodiverzitu označil tento druh za „středně rizikový“. Ovšem tento druh není jediným zástupcem čeledi Achatinidae, od kterého se očekává negativní dopad na biodiverzitu mnoha zemí (Nielsen et al., 2016). Vzhledem k možným rizikům bylo ve Spojených státech amerických (USA) přijato opatření zakazující import včetně převozu rodu *Achatina* (USDA APHIS <https://www.aphis.usda.gov>). Z důvodů nejednoznačné systematiky a nesprávného určení či pojmenování (MolluscaBase <https://www.molluscabase.org/>) je označení jako „rod *Achatina*“ zavádějící a nejednoznačný, jelikož v samotném seznamu je například uveden zákaz i na *L. Fulica* (USDA APHIS <https://www.aphis.usda.gov>). Existuje nespočet příkladů zavlečení nepůvodních a invazních druhů ze Severní Ameriky do Evropy a naopak (Hossain et al., 2018; Niemelä a Mattson, 1996; Vinarski a Palatov, 2018), z toho lze usuzovat, že nalezení vhodných klimatických nik pro aklimatizaci druhu nejsou překážkou. Proto lze předpokládat potenciální uchycení druhu, který se vyskytuje na jednom ze zmíněných kontinentů, na druhém kontinentu stejných klimatických nik.

Oba zájmové druhy z čeledi Discidae *Anguispira alternata* a *A. strongyloides* byly při analýze zařazení k druhům s potenciálním výskytem na velké části hodnoceného území. Nielsen et al. (2016) ve své práci poukazuje na možnost záměny těchto dvou druhů při morfologické determinaci. Dále ve své práci vyhodnotil uchycení obou druhů na území Norska jako velmi pravděpodobné, ale rizikovost určil jako střední, a to kvůli očekávaným nízkým dopadům na původní biodiverzitu.

Pouze jediný obchodovaný zástupce z čeledi Strophocheilidae *Megalobulimus oblongus* má potenciál k uchycení na velké území EU a Schengenského prostoru. Ve své původní domovině jižní Africe je tento druh ohrožen změnami prostředí a nepůvodním druhem *L. Fulica*, který je jen těžko kontrolovatelný, a to ručním sběrem, při kterém hrozí záměna těchto dvou druhů (Dos Santos et al., 2013; Gregoric et al., 2011). Pokud by se druhu *M. oblongus* podařilo založit nové populace na nepůvodních oblastech vznikl by zajímavý fenomén tzv.

ochranářský paradox, kdy je druh na původní lokalitě ohrožený a v nepůvodní oblasti se stává invazním (Marková et al., 2020; Vellend, 2017). V porovnání s norským hodnocením rizikivosti Nielsen et al. (2016) klasifikoval *M. oblongus* jako druh s nízkým rizikem.

*Rumina decollata* a *R. saharica* z čeledi Achatinidae jsou zástupci původní palearktické fauny. Středně velký predátor *R. decollata* se schopností samooplození je druhem, který se globálně šíří skrze subtropické oblasti, ale záznamy uchycení pocházejí i z mírného evropského pásu, kde má negativní dopad na původní malakofaunu (Nielsen et al., 2016; Raut a Barker, 2002). Původní druh jižní Evropy *R. saharica* je stejně jako *R. decollata* dravým druhem se schopností samooplození. Na rozdíl od předešlého zástupce zatím nebyl potvrzen negativní dopad na biodiverzitu, ale důkazy o jejím šíření známi jsou. Ovšem je nutné zmínit morfologickou záměnu s *R. decollata* (Nielsen et al., 2016; Roll, Dayan et al., 2009). MaxEnt modelování potvrdilo uchycení obou těchto druhů na velkém území hodnocené oblasti. Nielsen et al. (2016) druh *R. decollata* klasifikoval jako druh mající středním rizikem pro norskou biodiverzitu a *R. saharica* jako druh s nízkým rizikem.

Výskyt druhu *Paropeas achatinaceum*, původem z tropických a subtropických oblastí jihovýchodní Asie, byla zaznamenána v USA (Robinson a Slapcinsky, 2005), v Evropě (Horsák et al., 2020) a v Japonsku (invazní druhy Japonska <https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive>). Vzhledem k invazní historii nelze podobný vzorec uchycení v obdobných klimatických podmínkách Evropy vyloučit. Kvůli nedostatku dat výskytu nebylo u tohoto druhu provedeno modelování pomocí programu MaxEnt, ale i přesto bychom rádi zdůraznili, že tento druh se šíří v globálním měřítku se zjevným invazním potenciálem (Nielsen et al., 2016). Dalším zástupcem z čeledi Achatinidae je *Subulina octana*, kterou Hulme (2009b) ve své práci zmiňuje jako druh s invazním potenciálem v rámci Evropy. Ovšem záznamy o výskytu tohoto druhu ve vloné evropské přírodě zatím nebyly doloženy. Výskyt tohoto tropického druhu *S. octana* na území Evropy byl prozatím potvrzen pouze v podmínkách skleníků (Horsák et al., 2013; Juříčková, 2006). I když Nielsen et al. (2016) hodnotí tento druh v rámci Norska jako nízkorizikový, MaxEnt modelování nepotvrdilo potenciální výskyt v EU ani Schengenském prostoru. Ale vzhledem ke stále se měnícím klimatickým podmínkám by tento druh měl být stále sledován.

Americká malakologická společnost (The American Malacological Society) označila zástupce čeledi Veronicellidae jako taxon s potenciálně negativním dopadem, který se může rovnat škodám způsobujícím zástupci čeledi Achatinidae (Robert H Cowie et al., 2009). *Laevicaulis alte* a *Leidyula sloanii* jsou příkladem zájmových druhů zvířat, které mají známý negativní dopad na biodiverzitu, ekosystémovou funkčnost, agrikulturu apod. (Cowie et al.,

2009; Nielsen et al., 2016). Modelování pomocí programy MaxEnt ukázalo, že rozšíření druhu *L. alte* má potenciál k uchycení na velkém hodnoceném území. *Leidyula sloanii* hodnocen nebyl, vzhledem k nedostatečnosti dat o výskytu. Z pohledu ochrany norské biodiverzity byl výskyt obou těchto druhů vyhodnocen jako potenciálně možný, i když s nízkým odhadem rizikovosti (Nielsen et al., 2016).

Legislativní zákon zaměřený na prevenci zavlečení invazních druhů v EU je nařízení č. 1143/2014 a unijní seznam invazních nepůvodních druhů. Nicméně, důvody pro zařazení či nezařazení druhů na tento seznam jsou diskutabilní. V aktuálním seznamu není uveden žádný suchozemský plž. Na základě proběhlého modelování jsem shledali 7 druhů jako vysoce rizikové (*Anguispira alternata*, *A. strongylodes*, *Rumina decollata*, *R. saharica*, *Megalobulimus oblongus*, *Laevicaulis alte* a *Lissachatina fulica*) a doporučili je ke zvážení při následující aktualizaci unijního seznamu.

S ohledem na nedostatečnou věrohodnost údajů z trhu se zájmovými druhy suchozemských plžů (nejednotná taxonomie, obtížné určování na základě morfologie či překrývající se místa výskytu zaměnitelných druhů), celkovou nepřehlednost na trhu a stále se měnící klimatické podmínky, doporučujeme další sledování trhu jako vstupní brány, následné hodnocení rizikovosti druhů. Naše výsledky bychom rádi poskytli ochráncům přírody, zákonodárcům a dalším zúčastněným stranám.



### 5.3 Ostatní publikace

#### Metodika Identifikace vybraných nepůvodních organismů (Kopecský et al., 2020)

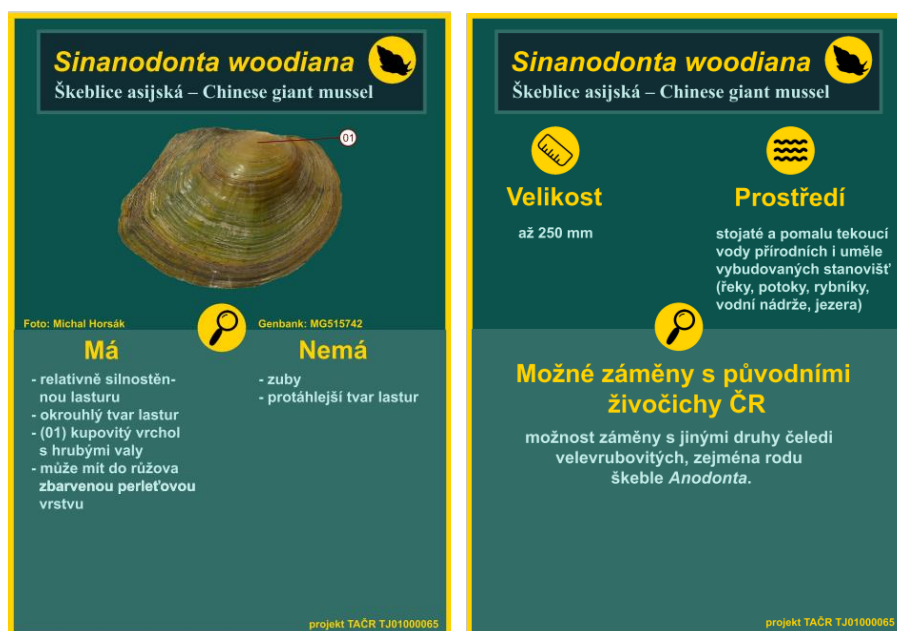
(Za podpory TAČR Zéta č. TJ01000065)



Cílem metodické příručky je zpřístupnění a zjednodušení znalostí využitelných pro morfologickou a genetickou identifikaci vodních organismů a to organizacím (AOPKČR, ČIŽP, ČRS, případně dalším), které mají v gesci výskyt, šíření, dovoz i proces introdukcí nepůvodních vodních organismů, a široké veřejnosti.

Jednou z hlavních příčin ztráty biodiverzity je dopad rostlinných a živočišných invazí. Včasná identifikace potenciálně nebezpečného organismu podmiňuje rychlý a zároveň levný způsob před zavlečením takového druhu na nové lokality. Identifikace potenciálně invazních druhů je komplikovaná svoji informační rozptížeností a často složitým způsobem determinace.

Výsledkem práce je vypracovaná, tříúrovňová metodika a postup jakým prakticky a jednoduše odhalit potenciálně nebezpečný druh. S využitím této metodiky a přiložených identifikačních karet (obrázek 20) tak lze v případě nebezpečných organismů minimalizovat jejich možné negativní dopady hned v zárodku.



Obrázek 20 – ukázka karet z Identifikačního klíče.

## 6 Závěr

Nepůvodní organizmy jsou považovány za jednu z největších hrozeb biologické rozmanitosti a ekosystémové funkčnosti. Proto je třeba věnovat jim dostatečnou pozornost v různých sférách působnosti, zahrnujících osvětu veřejnosti, ochranu přírody skrze management a legislativní opatření včetně kontroly. K účelné ochraně by se měly restriktce, nařízení a doporučení opírat a vycházet z odborných a vědeckých prací, které vytipují potenciálně nebezpečné druhy.

Vědecké a odborné práce zabývající se problematikou včasného odhalení potenciálně nebezpečných druhů vychází z hodnocení rizikovosti druhu a ze statistického modelování pomocí environmentálních vrstev. Jedním z nejvíce využívaných modelovacích programů je MaxEnt, který je díky svému uživatelsky jednoduchému nastavení, potřebě pouze prezenčních dat výskytu daného druhu, a nízkému počtu zaznamenaných lokalit (díky tvorbě tzv. background points) a v neposlední řadě díky vysoké míře spolehlivosti často využíván v invazní biologii k predikci potencionálního rozšíření druhů.

Vzhledem k nutnosti ochrany ekosystémové funkčnosti, biodiverzity a vzhledem k závazkům, které má Evropská unie a Česká republika k protokolům jako je například Úmluva o biologické rozmanitosti, hodnotím dosavadní legislativu jako nedostačující. Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů a jeho provázející tzv. unijní seznam, zahrnují, z různých důvodů, nízký počet druhů reálně ohrožujících biodiverzitu Evropy. Česká legislativa nově přijala zákon č. 364/2021 Sb., kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů, který upravuje původní zákony dotýkající se problematiky invazních druhů: Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, Zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství, Zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti apod. a nadřazenou evropskou legislativou.

K ochraně přírodního bohatství a ekosystémových služeb, které nám poskytují přirozená a polopřirozená prostředí je zapotřebí propojit výzkum a legislativu, která by měla zacílit na omezení šíření nepůvodních organizmů v praxi.

Proběhlá modelování a analýzy měly za cíl sumarizaci problematiky biologických invazí. U vybraných druhů živočichů ze zájmového chovu bylo cílem potvrdit či vyvrátit potenciální výskyt vybraných druhů organizmů na nepůvodních lokalitách pomocí programu MaxEnt, a to na základě klimatické shody. Při potvrzení potenciálního výskytu byla navržena

opatření vedoucí k zamezení šíření těchto druhů v predikovaných oblastech (viz publikace v přílohách).

## 7 Zdroje

### 7.1 Literatura

- Akmal, S. G., Jerikho, R., Yulianda, F., Wardiatno, Y., Novák, J., Kalous, L., . . . Patoka, J. (2022). Culture, trade and establishment of *Polypterus senegalus* in Indonesia with first record of wild populations. *Aquaculture Environment Interactions*, *14*, 127-133.
- Aubry, S., Labaune, C., Magnin, F., Roche, P., a Kiss, L. (2006). Active and passive dispersal of an invading land snail in Mediterranean France. *Journal of Animal Ecology*, *75*(3), 802-813. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01100.x>
- Auliya, M., Altherr, S., Ariano-Sanchez, D., Baard, E. H., Brown, C., Brown, R. M., . . . Henningheim, E. (2016). Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation*, *204*, 103-119.
- Barker, G. M. (2002). *Molluscs as crop pests*. Wallingford, UK: CABI Publishing.
- Bartoszewicz, M., a Zalewski, A. (2003). American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the S[ł]ofsk Reserve, western Poland. *Folia Zoologica*, *52*(3), 225-238.
- Baur, B. (1986). Patterns of dispersion, density and dispersal in alpine populations of the land snail *Arianta arbustorum* (L.)(Helicidae). *Ecography*, *9*(2), 117-125.
- Beran, L., a Horsák, M. (2002). *Gyraulus parvus* (Mollusca: Gastropoda) in the Czech Republic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, *66*, 81-84.
- 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 a evolution*, *26*(7), 333-339. doi:<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Blank, L., a Blaustein, L. (2012). Using ecological niche modeling to predict the distributions of two endangered amphibian species in aquatic breeding sites. *Hydrobiologia*, *693*(1), 157-167.
- Bohatá, L., a Patoka, J. (2019). *List of pet-traded terrestrial gastropods based on data from the Czech Republic*. Paper presented at the 11th Workshop on biodiversity, Jevany.
- Bohatá, L., a Patoka, J. (2023). Invasion Potential of Ornamental Terrestrial Gastropods in Europe Based on Climate Matching. *Diversity*, *15*(2), 272. doi:<https://doi.org/10.3390/d15020272>
- Bonesi, L. (2009). Species Accounts of 100 of the Most Invasive Alien Species in Europe - *Mustela vison* (Schreber), American mink (Mustelidae, Mammalia). In J. A. Drake (Ed.), *Handbook of Alien Species in Europe* (Vol. 3, pp. 361): Springer.
- Carvalho, C., Bessa, E. A., a D'ávila, S. (2008). Life history strategy of *Bradybaena similaris* (Férussac, 1821)(Mollusca, Pulmonata, Bradybaenidae). *Molluscan Research*, *28*(3), 171-174.
- Cianfanelli, S., Lori, E., a Bodon, M. (2007). Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy. In *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* (pp. 103-121): Springer.
- Clavero, M., Brotons, L., Pons, P., a Sol, D. (2009). Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation*, *142*(10), 2043-2049. doi:[10.1016/j.biocon.2009.03.034](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.034)
- Clavero, M., a García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TRENDS in Ecology and Evolution*, *20*(3), 110.
- Clout, M., a Veitch, C. (2002). Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species. In C. Veitch a M. Clout (Eds.), *Turning the tide: the eradication of invasive species* (pp. 1-3): IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., a MacIsaac, H. J. (2006). Propagule Pressure: a Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions*, *8*(5), 1023-1037. doi:[10.1007/s10530-005-3735-y](https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y)
- Copp, G. H., Vilizzi, L., Tidbury, H., Stebbing, P. D., Tarkan, A. S., Miossec, L., a Gouletquer, P. (2016). Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. doi:<https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.4.04>
- Courchamp, F., Chapuis, J.-L., a Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, *78*(3), 347-383. doi:[10.1017/S1464793102006061](https://doi.org/10.1017/S1464793102006061)

- Cowie, R. H. (2001). Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *International Journal of Pest Management*, 47(1), 23-40. doi:10.1080/09670870150215577
- Cowie, R. H., Dillon, R. T., Robinson, D. G., a Smith, J. W. (2009). Alien Non-Marine Snails and Slugs of Priority Quarantine Importance in the United States: A Preliminary Risk Assessment. *American Malacological Bulletin*, 27(1/2), 113-132. doi:https://doi.org/10.4003/006.027.0210
- Cowie, R. H., a Hayes, K. A. (2012). Apple snails. *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species. Earthscan, Oxon*, 207-221.
- Cowie, R. H., a Holland, B. S. (2008). Molecular biogeography and diversification of the endemic terrestrial fauna of the Hawaiian Islands. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1508), 3363-3376. doi:https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0061
- DAISIE. (2009). *Handbook of Alien Species in Europe* (J. A. Drake Ed.): Springer.
- Davis, M. A. (2009). *Invasion biology*: Oxford University Press Inc., New York.
- Davis, M. A., Grime, J. P., a Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of ecology*, 88(3), 528-534. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x
- De Queiroz, A. (2005). The resurrection of oceanic dispersal in historical biogeography. *Trends in ecology a evolution*, 20(2), 68-73. doi:https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.11.006
- Dörge, N., Walther, C., Beinlich, B., a Plachter, H. (1999). The significance of passive transport for dispersal in terrestrial snails (Gastropoda, Pulmonata). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 8(1), 10.
- Dos Santos, S. B., Miyahira, I. C., a Mansur, M. C. D. (2013). Freshwater and terrestrial molluscs in Brasil: current status of knowledge and conservation. *Biological Conservation*, 90, 21-31.
- Douda, K., Kalous, L., Horký, P., Slavík, O., Velišek, J., a Kolářová, J. (2016). Metodika eliminace a prevence šíření invazního druhu škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) ve vodních ekosystémech a akvakulturních zařízeních ČR. In: Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Dudík, M., Phillips, S., a Schapire, R. E. (2005). Correcting sample selection bias in maximum entropy density estimation. *Advances in neural information processing systems*, 18.
- Elith, J., H. Graham\*, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., . . . Lehmann, A. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., a Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Elton, C. S. (1958). *The Ecology od Invasions by Animals and Plants*: Springer-Science+Business Media. B.V.
- Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C., a Rabitsch, W. (2011). Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German–Austrian Black List Information System (GABLIS). *Journal for Nature Conservation*, 19(6), 339-350. doi:10.1016/j.jnc.2011.08.005
- Fick, S. E., a Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Francis, R. A. (2012). *A handbook of global freshwater invasive species*: Routledge.
- Franklin, J., a Miller, J. A. (2010). *Mapping species Distributions: Spatial Inference and Prediction*: Cambridge University Press.
- Gallardo, B., a Aldridge, D. C. (2013). The ‘dirty dozen’: socio-economic factors amplify the invasion potential of 12 high-risk aquatic invasive species in Great Britain and Ireland. *Journal of applied ecology*, 50(3), 757-766. doi:10.1111/1365-2664.12079
- Gederaas, L., Loennechen, M., Skjelseth, S., a Larsen, L. (2012). *Alien species in Norway-with the Norwegian Black List 2012*. Trondheim: Norwegian Biodiversity Infomation Centre (NBIC).
- Genovesi, P., a Putman, R. (2009). Species Accounts of 100 of the Most Invasive Alien Species in Europe - *Cervus nippon* Temminck, sika deer (Cervidae, Mammalia). In J. A. Drake (Ed.), *Handbook of Alien Species in Europe* (pp. 361): Springer.
- Gerlach, J., Barker, G. M., Bick, C. S., Bouchet, P., Brodie, G., Christensen, C. C., . . . Fiedler, G. C. (2021). Negative impacts of invasive predators used as biological control agents against the

- pest snail *Lissachatina fulica*: the snail *Euglandina 'rosea'* and the flatworm *Platydemus manokwari*. *Biological invasions*, 23, 997-1031.
- Gherardi, F. (2007). *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*: Springer Netherlands.
- Gherardi, F. (2011). Crayfish. In D. Simberloff a M. Rejmánek (Eds.), *Encyclopedia of Biological Invasions* (pp. 129-135). London: University of California.
- Giovanelli, J. G., Haddad, C. F., a Alexandrino, J. (2008). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological invasions*, 10(5), 585-590.
- Gittenberger, E. (2012). Long-distance dispersal of molluscs: 'Their distribution at first perplexed me much'. *Journal of Biogeography*, 39(1), 10-11. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02638.x>
- Görner, T. (2018). *Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii - jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace* (Vol. 1). Praha: AOPK ČR.
- Goudie, A. S. (2019). *Human Impact on the Natural Environment: Past, Present and Future* (1 ed.): John Wiley a Sons.
- Gregoric, D. E. G., Núñez, V., Vogler, R., a Rumi, A. (2011). Invasion of the Argentinean Paranense Rainforest by the Giant African Snail *Achatina fulica*. *American Malacological Bulletin*, 29(1/2), 135-137. doi:<https://doi.org/10.4003/006.029.0205>
- Guiller, A., Martin, M.-C., Hiraux, C., a Madec, L. (2012). Tracing the invasion of the mediterranean land snail *Cornu aspersum aspersum* becoming an agricultural and garden pest in areas recently introduced. *PLoS one*, 7(12), e49674.
- Guisan, A., a Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Gurevitch, J., a Padilla, D. K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(9), 470 - 474. doi:<https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>
- Hijmans, R., Guarino, L., a Mathur, P. (2012). Manual of DIVA-GIS version 7.5. Available on: <http://www.diva-gis.org>.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., a Perrin, N. (2002). Ecological-Niche Factor Analysis: How to Compute Habitat-Suitability Maps without Absence Data? *Ecology*, 83(7), 2027-2036.
- Holland, B. S., Chock, T., Lee, A., a Sugiura, S. (2012). Tracking behavior in the snail *Euglandina rosea*: first evidence of preference for endemic vs. biocontrol target pest species in Hawaii. *American Malacological Bulletin*, 30(1), 153-157.
- Horsák, M., Juříčková, L., a Picka, J. (2013). *Měkkýši České a Slovenské republiky* (Z. Vít Kabourek Ed.): Nakladatelství Kabourek.
- Horsák, M., Naggs, F., a Backeljau, T. (2020). *Paropeas achatinaceum* (Pfeiffer, 1846) and other alien subulinine and opeatine land snails in European greenhouses (Gastropoda, Achatinidae). *Malacologia*, 63(1), 123-130. doi:<https://doi.org/10.4002/040.063.0112>
- Hossain, M. S., Patoka, J., Kouba, A., a Buřič, M. (2018). Clonal crayfish as biological model: a review on marbled crayfish. *Biologia*, 73, 841-855. doi:<https://doi.org/10.2478/s11756-018-0098-2>
- Hufbauer, R. A., a Torchin, M. E. (2008). Integrating Ecological and Evolutionary Theory of Biological Invasions. In W. Nentwig (Ed.), *Biological invasions* (pp. 79-96). Berlin: Springer.
- Hulme, P. E. (2009a). *Handbook of Alien Species in Europe* (Vol. 3): Springer.
- Hulme, P. E. (2009b). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology*, 46(1), 10-18. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., . . . Pergl, J. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 403-414. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>
- Hutchinson, J., Reise, H., a Robinson, D. (2014). A biography of an invasive terrestrial slug: the spread, distribution and habitat of *Deroceras invadens*. *Neobiota* 23: 17-64. In.
- Huxel, G. R. (1999). Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation*, 89(2), 143-152. doi:[10.1016/S0006-3207\(98\)00153-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00153-0)

- Charles, H., a Dukes, J. S. (2008). Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In W. Nentwig (Ed.), *Biological invasions* (pp. 217-237). Berlin: Springer.
- Chetan, N., Praveen, K. K., a Vasudeva, G. K. (2014). Delineating Ecological Boundaries of Hanuman Langur Species Complex in Peninsular India Using MaxEnt Modeling Approach. *PloS one*, 9(2). doi:10.1371/journal.pone.0087804
- Chucholl, C., Morawetz, K., a Groß, H. (2012). The clones are coming—strong increase in Marmorcrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*] records from Europe. *Aquatic invasions*, 7(4), 511-519. doi:10.3391/ai.2012.7.4.008
- Jarić, I., a Cvijanović, G. (2012). The Tens Rule in Invasion Biology: Measure of a True Impact or Our Lack of Knowledge and Understanding? *Environmental management*, 50(6), 979-981. doi:10.1007/s00267-012-9951-1
- Johnson, L. E., a Carlton, J. T. (1996). Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology*, 77(6), 1686-1690.
- Juříčková, L. (2006). *Subulina octona* (Bruguière, 1798)—a new greenhouse species for the Czech Republic (Mollusca: Gastropoda: Subulinidae). *Malacologica Bohemoslovaca*, 5, 1-2.
- Kalous, L., Patoka, J., a Kopecký, O. (2015). European hub for invaders: risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta ichthyologica et piscatoria*, 15.
- Kauhala, K., a Winter, M. (2009). Species Accounts of 100 of the Most Invasive Alien Species in Europe - *Nyctereutes procyonoides* (Gray), Raccoon dog (Canidae, Mammalia). In J. A. Drake (Ed.), *Handbook of alien species in Europe* (Vol. 3): Springer.
- Kolar, C. S., a Lodge, D. M. (2002). Ecological Predictions and Risk Assessment for Alien Fishes in North America. *science*, 298(5596), 1233-1236. doi:10.1126/science.1075753
- Kolenda, K., Najbar, A., Kuśmierk, N., a Maltz, T. K. (2017). A possible phoretic relationship between snails and amphibians. *Folia Malacologica*, 25(4), 281-285.
- Kopecký, O., Bohatá, L., Gottwald, M., Kuříková, P., Petrtýl, M., a Kalous, L. (2020). *Metodika identifikace vybraných nepůvodních vodních organismů*. Praha: ČZU v Praze.
- Kriticos, D. J., Webber, B. L., Leriche, A., Ota, N., Macadam, I., Bathols, J., a Scott, J. K. (2012). CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), 53-64.
- Kuljanishvili, T., Patoka, J., Bohatá, L., Rylková, K., Japoshvili, B., a Kalous, L. (2021). Evaluation of the potential establishment of black-striped pipefish transferred by cultural drivers. *Inland Waters*, 11(3), 278-285. doi:https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1909374
- Kumar, S., a Stohlgren, T. J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and natural Environment*, 1(4), 94-98.
- Lammertsma, D., Bruinderink, G. G., a Griffioen, A. (2012). *Risk assessment of Sika deer Cervus nippon in the Netherlands* (1566-7197). Retrieved from Alterra, Wageningen-UR:
- Lapointe, N., Pendleton, R., a Angermeier, P. (2012). A Comparison of Approaches for Estimating Relative Impacts of Nonnative Fishes. *Environmental management*, 49(1), 82-95. doi:10.1007/s00267-011-9767-4
- Levri, E. P., Kelly, A. A., a Love, E. (2007). The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 33(1), 1-6. doi:10.3394/0380-1330(2007)33[1:TINZMS]2.0.CO;2
- Lockwood, J. L., Welbourne, D. J., Romagosa, C. M., Cassey, P., Mandrak, N. E., Strecker, A., . . . 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. doi:10.1002/fee.2059
- Lorencová, E., Beran, L., Horsáková, V., a Horsák, M. (2015). Invasion of freshwater molluscs in the Czech Republic: time course and environmental predictors. *Malacologia*, 59(1), 105-120. doi:10.4002/040.059.0107
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., a De Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database* (Vol. 12): Invasive Species Specialist Group Auckland.
- Lv, S., Zhang, Y., Liu, H.-X., Hu, L., Yang, K., Steinmann, P., . . . Zhou, X.-N. (2009). Invasive snails and an emerging infectious disease: results from the first national survey on *Angiostrongylus*

- cantonensis in China. *PLoS neglected tropical diseases*, 3(2), e368. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000368>
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, M. W., Evans, H., Clout, M., a Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2
- Mackie, G. L. (1991). Biology of the exotic zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair. *Hydrobiologia*, 219(1), 251-268.
- Magalhães, A. L. B., a Andrade, R. F. (2014). Has the import ban on non-native red swamp crayfish (Crustacea: Cambaridae) been effective in Brazil? *Neotropical Biology and Conservation*, 10(1), 48-52.
- Marková, J., Jerikho, R., Wardiatno, Y., Kamal, M. M., Magalhães, A. L. B., Bohatá, L., . . . Patoka, J. (2020a). Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822)(Pisces: Arapaimidae): endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia. *Knowledge a Management of Aquatic Ecosystems*(421). doi:<https://doi.org/10.1051/kmae/2020039>
- May, R., a McLean, A. R. (2007). *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. New York: Oxford University Press.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., a Nogales, M. (2014). Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of predation. *Biodiversity and Conservation*, 23(2), 327-342. doi:10.1007/s10531-013-0603-4
- Mehta, S. V., Haight, R. G., Homans, F. R., Polasky, S., a Venette, R. C. (2007). Optimal detection and control strategies for invasive species management. *Ecological Economics*, 61(2-3), 237-245.
- Merow, C., Smith, M. J., a Silander Jr, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x
- Mlíkovský, J., a Stýblo, P. (2006). *Nepřívodní druhy fauny a flóry ČR: ČSOP Praha*.
- Mooney, H. A., a Cleland, E. E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(10), 5446-5451. doi:10.1073/pnas.091093398
- Mooney, H. A., Mack, R. N., McNeely, J. A., Neville, L. E., Schei, P. J., a Waage, J. K. (2005). Invasive Alien Species: A New Synthesis. In (Vol. 63): Island press.
- Neiman, M. (2006). Embryo production in a parthenogenetic snail (*Potamopyrgus antipodarum*) is negatively affected by the presence of other parthenogenetic females. *Invertebrate Biology*, 125(1), 45-50. doi:10.1111/j.1744-7410.2006.00038.x
- Nentwig, W. (2008a). *Biological Invasions*. Berlin: Springer.
- Ng, T. H., Tan, S. K., Wong, W. H., Meier, R., Chan, S.-Y., Tan, H. H., a Yeo, D. C. (2016). Molluscs for sale: assessment of freshwater gastropods and bivalves in the ornamental pet trade. *PLoS one*, 11(8).
- Nielsen, A., Hatteland, B. A., Malmstrøm, M., von Proschwitz, T., Velle, G., de Boer, H., . . . Vandvik, V. (2016). *Assessment of risks to Norwegian biodiversity from the import and keeping of terrestrial gastropods in terraria* (978-82-8259-290-1). Retrieved from Oslo, Norway:
- Niemelä, P., a Mattson, W. J. (1996). Invasion of North American Forests by European Phytophagous Insects. *BioScience*, 46(10), 741-753. doi:<https://doi.org/10.2307/1312850>
- Norton, S. F. (1988). Role of the gastropod shell and operculum in inhibiting predation by fishes. *science*, 241(4861), 92-94.
- Oberdorff, T., Jézéquel, C., Campero, M., Carvajal-Vallejos, F., Cornu, J.-F., Dias, M., . . . Renno, J.-F. (2015). Opinion Paper: how vulnerable are Amazonian freshwater fishes to ongoing climate change? *Journal of applied ichthyology*, 31, 4-9. doi:10.1111/jai.12971
- Oliveira, M., Hamilton, S., Calheiros, D., Jacobi, C., a Latini, R. (2010). Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 831-840.
- Padilla, D. K., a Williams, S. L. (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 131-138.



- Patoka, J., Bláha, M., Kalous, L., a Kouba, A. (2017). Irresponsible vendors: Non-native, invasive and threatened animals offered for garden pond stocking. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(3), 692-697.
- Patoka, J., Bláha, M., Kalous, L., Vrabc, V., Buřič, M., a Kouba, A. (2016). Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Scientific reports*, 6, 25896.
- Patoka, J., Bohatá, L., Karella, T., Marková, J., Yuliana, E., a Yonvitner, Y. (2019). Invasive Potential of Pet-Traded Pill-Box Crabs from Genus *Limnopilos*. *Diversity*, 11(6), 91.
- Patoka, J., Kopecký, O., Vrabc, V., a Kalous, L. (2017). Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biological invasions*, 19(7), 2039-2046.
- Patoka, J., Magalhães, A. L. B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., a Vitule, J. R. S. (2018). Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation*, 27(11), 3037-3046. doi:<https://doi.org/10.1007/s10531-018-1581-3>
- Patoka, J., Takdir, M., Aryadi, H., Jerikho, R., Nilawati, J., Tantu, F. Y., . . . Wardiatno, Y. (2020). Two species of illegal South American sailfin catfish of the genus *Pterygoplichthys* well-established in Indonesia. *Knowledge a Management of Aquatic Ecosystems*(421), 28. doi:10.1051/kmae/2020021
- Pearce, T. A., Mulvihill, R. S., a Porter, K. A. (2012). Land slugs (Gastropoda: Pulmonata) on birds demonstrate dispersal potential. *THE NAUTILUS*, 126(1), 38-40.
- Pergl, J., Sádlo, J., Petrussek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., . . . Pyšek, P. (2016). Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*, 28, 1-37. doi:10.3897/neobiota.28.4824
- Peterson, A. T. (2003). Predicting the Geography of Species' Invasions via Ecological Niche Modeling. *The quarterly review of biology*, 78(4), 419-433.
- Peterson, A. T., a Soberón, J. (2012). Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza a Conservação*, 10(2), 102-107.
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., a Araújo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions* (Vol. 49): Princeton University Press.
- Phillips, S. J. (2005). A Brief Tutorial on Maxent. *ATaT Research*, 190(4), 231-259.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., a Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S. J., a Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Pimentel, D. (2002). *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. New York: CRC press LLC.
- Pimentel, D. (2011). *Biological invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species* (Vol. 2): CRC Press
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'connell, C., . . . Aquino, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. On *Agriculture, Ecosystems a Environment*.
- Prévot, V., Jordaens, K., a Backeljau, T. (2014). Predominance of a single phylogenetic species in colonization events among a sextet of decollate land snail, *Rumina decollata* (Mollusca: Pulmonata: Subulinidae), species. *Genome*, 57(3), 161-167.
- Putra, M. D., Bláha, M., Wardiatno, Y., Krisanti, M., Jerikho, R., Kamal, M. M., . . . Kalous, L. (2018). *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and crayfish plague as new threats for biodiversity in Indonesia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(6), 1434-1440. doi: <https://doi.org/10.1002/aqc.2970>
- Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek Jr, J., Chytrý, M., Jarošík, V., . . . Pergl, J. (2012). Catalogue of alien plants of the Czech Republic: checklist (2nd edition): check list update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84(2), 155-255.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K., a Skálová, H. (2008). Návrh české terminologie vztahující se k rostlinnými invazím. *Zprávy české Botanické Společnosti*, 23, 219-222.

- Rabitsch, W. (2009). *Arion vulgaris* (Moquin-Tandon), Spanish slug (Arionidae, Mollusca). In S. i. P. Hulme, W. Nentwig, P. Pyšek, a D. M. Vila Springer, The Netherlands (Eds.), *Handbook of alien species in Europe* (pp. 399). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Rapant, P. (2002). Úvod do geografických informačních systémů. *Ostrava: VŠB-TUV*, 112.
- Raut, S., a Barker, G. (2002). *Achatina fulica* Bowdich and other Achatinidae as Pests. *Molluscs as crop pests*, 55.
- Rejmánek, M., a Pitcairn, M. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal. In C. R. Veitch a M. N. Clout (Eds.), *Turning the tide: the eradication of invasive species* (pp. 249-253): IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Rhymer, J. M., a Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual review of ecology and systematics*, 27(1), 83-109. doi:10.1146/annurev.ecolsys.27.1.83
- Richardson, D. M., a Pyšek, P. (2007). Elton, CS 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography*, 31(6), 659-666. doi:doi.org/10.1177/0309133307087089
- Richardson, D. M., a Pyšek, P. (2008). Fifty years of invasion ecology—the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, 14(2), 161-168. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00464.x
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., a West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93-107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- Robinet, C., Kehlenbeck, H., a Van der Werf, W. (2015). Modelling the spread of invasive species to support pest risk assessment: principles and application of a suite of generic models. In *Pest Risk Modelling and Mapping for Invasive Alien Species* (Vol. 7, pp. 115).
- Robinson, D., a Slapcinsky, J. (2005). Recent introductions of alien land snails into North America. *American Malacological Bulletin*, 20(1-2), 89-93.
- Roll, U., Dayan, T., Simberloff, D., a Mienis, H. K. (2009). Non-indigenous land and freshwater gastropods in Israel. *Biological invasions*, 11, 1963-1972. doi:https://doi.org/10.1007/s10530-008-9373-4
- Santika, T., a Hutchinson, M. F. (2009). The effect of species response form on species distribution model prediction and inference. *Ecological modelling*, 220(19), 2365-2379.
- Senn, H. V., a Pemberton, J. M. (2009). Variable extent of hybridization between invasive sika (*Cervus nippon*) and native red deer (*C. elaphus*) in a small geographical area. *Molecular Ecology*, 18(5), 862-876. doi:10.1111/j.1365-294X.2008.04051.x
- Serniotti, E. N., Guzmán, L. B., Beltramino, A. A., Vogler, R. E., Rumi, A., a Peso, J. G. (2019). New distributional records of the exotic land snail *Bradybaena similaris* (Férussac, 1822) (Gastropoda, Bradybaenidae) in Argentina. *BioInvasions Record*, 8(2).
- Shivambu, T. C., Shivambu, N., a Downs, C. T. (2020). Exotic gastropods for sale: an assessment of land and aquatic snails in the South African pet trade. *Management of Biological Invasions*, 11(3), 512-524.
- Simberloff, D. (2005). Non-native Species DO Threaten the Natural Environment! *Journal of agricultural and environmental ethics*, 18(6), 595-607. doi:10.1007/s10806-005-2851-0
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., . . . Pascal, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology a evolution*, 28(1), 58-66.
- Simberloff, D., a Rejmánek, M. (2011). *Encyclopedia of Biological Invasions*: University of California Press.
- Simonová, J., Simon, O. P., Kapic, Š., Nehasil, L., a Horsák, M. (2016). Medium-sized forest snails survive passage through birds' digestive tract and adhere strongly to birds' legs: more evidence for passive dispersal mechanisms. *Journal of Molluscan Studies*, 82(3), 422-426.
- Sol, D. (2008). Do Successful Invaders Exist? Pre-Adaptations to Novel Environments in Terrestrial Vertebrates. In W. Nentwig (Ed.), *Biological invasions* (pp. 127-141). Berlin: Springer.
- Sousa, R., Antunes, C., a Guilhermino, L. (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 44(2), 85-94. doi: https://doi.org/10.1051/limn:2008017

- Svenning, J.-C., Fløjgaard, C., Marske, K. A., Nógues-Bravo, D., a Normand, S. (2011). Applications of species distribution modeling to paleobiology. *Quaternary Science Reviews*, 30(21-22), 2930-2947. doi:https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.06.012
- Šefrová, H., a Laštůvka, Z. (2005). Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(4), 151-170.
- Thiengo, S. C., Faraco, F. A., Salgado, N. C., Cowie, R. H., a Fernandez, M. A. (2007). Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. *Biological invasions*, 9(6), 693-702.
- Thorp, J. H., a Covich, A. P. (2009). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. London: Elsevier Science.
- Thorp, J. H., a Rogers, D. C. (2016). *Keys to Nearctic Fauna* (4 ed. Vol. 2). London: Elsevier Science.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., a Midgley, G. F. (2008). Will climate change promote alien plant invasions? In *Biological invasions* (pp. 197-211): Springer.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., Pyšek, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O., a Rouget, M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global change biology*, 11(12), 2234-2250. doi:https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., . . . Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *science*, 292(5515), 281-284. doi:10.1126/science.1057544
- Touza, J., Dehnen-Schmutz, K., a Jones, G. (2007). Economic analysis of invasive species policies. *Biological invasions*, 353-366.
- Turbelin, A. J., Malamud, B. D., a Francis, R. A. (2017). Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 78-92. doi:0.1111/geb.12517
- van Leeuwen, C. H., Tollenaar, M. L., a Klaassen, M. (2012). Vector activity and propagule size affect dispersal potential by vertebrates. *Oecologia*, 170, 101-109. doi:10.1007/s00442-012-2293-0
- Vaughn, C. C., a Taylor, C. M. (2000). Macroecology of a host-parasite relationship. *Ecography*, 23(1), 11-20.
- Vellend, M. (2017). The Biodiversity Conservation Paradox. *American Scientist*, 105(2), 94-101.
- Vinarski, M. V., a Palatov, D. M. (2018). *Ferrissia californica* (Gastropoda: Planorbidae): the first record of a global invader in a cave habitat. *Journal of Natural History*, 52(17-18), 1147-1155. doi:https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1450904
- Vogler, R. E., Beltramino, A. A., Sede, M. M., Gregoric, D. E. G., Núñez, V., a Rumi, A. (2013). The giant African snail, *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae): Using bioclimatic models to identify South American areas susceptible to invasion. *American Malacological Bulletin*, 31(1), 39-50.
- Wada, S., Kawakami, K., a Chiba, S. (2012). Snails can survive passage through a bird's digestive system. *Journal of Biogeography*, 39(1), 69-73.
- Ward, D. F. (2007). Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biological invasions*, 9(6), 723-735.
- White, P. C., a Harris, S. (2002). Economic and environmental costs of alien vertebrate species in Britain. In D. Pimentel (Ed.), *Biological Invasions - Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species* (pp. 113-150): CRC Press, Boca Raton.
- Williamson, M., a Fitter, A. (1996). The Varying Success of Invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666. doi:10.2307/2265769
- Winter, M. (2009). Species Accounts of 100 of the Most Invasive Alien Species in Europe - *Procyon lotor* (Linnaeus), raccoon (Procyonidae, Mammalia). In J. A. Drake (Ed.), *Handbook of Alien Species in Europe* (Vol. 3, pp. 361): Springer.
- Wittenberg, R., a Cock, M. J. (2001). *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*: CABI Publishing.
- Woodward, S. L., a Quinn, J. A. (2011). *Encyclopedia of Invasive Species: From Africanized Honey Bees to Zebra Mussels: From Africanized Honey Bees to Zebra Mussels*: ABC-CLIO.

- Yamanishi, Y., Yoshida, K., Fujimori, N., a Yusa, Y. (2012). Predator-driven biotic resistance and propagule pressure regulate the invasive apple snail *Pomacea canaliculata* in Japan. *Biological Invasions*, 14, 1343-1352. doi:10.1007/s10530-011-0158-9
- Yonvitner, Y., Patoka, J., Yuliana, E., Bohatá, L., Tricarico, E., Karella, T., . . . Reynolds, J. D. (2020). Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(2), 219-224. doi:10.1002/aqc.3276
- Zaranko, D. T., Farara, D. G., a Thompson, F. G. (1997). Another exotic mollusc in the Laurentian great lakes: the New Zealand native *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843)(Gastropoda, Hydrobiidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(4), 809-814.

## 7.2 Legislativní dokumenty

Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 ze dne 11. června 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32007R0708&from=CS>.

Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=CS>.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2012/697 ze dne 8. listopadu 2012, o opatřeních proti zavlékání rodu *Pomacea* (Perry) do Unie a jeho rozšiřování na území Unie [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32012D0697>

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R1141&from=EN>.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2017/1263 ze dne 12. července 2017, kterým se aktualizuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii přijatý prováděcím nařízením (EU) 2016/1141 podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1263&from=CS>.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2019/1262 ze dne 25. července 2019, kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii [online]. [cit. 5. 6. 2020]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=OJ:L:2019:199:FULL&from=IT>.

Rozhodnutí Rady 93/626/EHS ze dne 25. října 1993, o uzavření Úmluvy o biologické rozmanitosti ze strany EU [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/LSU/?uri=celex:31993D0626>.

Rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 1386/2013/EU ze dne 20. listopadu 2013, o všeobecném Akčním programu Unie pro životní prostředí na období do roku 2020 „Spokojený život v mezích naší planety“ [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D1386&from=CS>.

Sdělení komise a Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a výboru regionů COM/2020/380 ze dne 20. května. 2020, o Strategii EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030 „Navrácení přírody do našeho života“ [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <http://eagri.cz/public/web/mze/dotace/szp-pro-obdobi-2021-2027/strategie-eu-v-oblasti-biologicke.html>

Směrnice Rady 79/409/EHS ze dne 2. dubna 1992, o ochraně volně žijících ptáků [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20081223:CS:PDF>.

Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&from=EN>.

- Směrnice Rady 2000/29/ES ze dne 8. května, o ochranných opatřeních proti zavlečení organismů škodlivých rostlinám nebo rostlinným produktům do Společenství a proti jejich rozšiřování na území Společenství [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0029-20090303&from=IT>
- Nářízení vlády č. 30/2014 Sb. ze dne 19. února 2014, o stanovení závazných pravidel poskytování finančních příspěvků na hospodaření v lesích a na vybrané myslivecké činnosti [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2014-30>.
- Sdělení č. 134/1999 Sb. ze dne 30. června 1999, o sjednání Úmluvy o biologické rozmanitosti [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1999-134>.
- Vyhláška č. 83/1996 Sb. ze dne 18. března 1996 o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1996-83>.
- Zákon č. 99/2004 Sb. ze dne 10. února 2004, o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství) [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-99>.
- Zákon č. 114/1992 Sb. ze dne 19. února 1992, o ochraně přírody a krajiny [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114/>.
- Zákon č. 254/2001 Sb. ze dne 28. června 2001, o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254>.
- Zákon č. 449/2001 Sb. ze dne 27. listopadu 2001, o myslivosti [online]. [cit. 5. 6. 2020]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-449>.
- Zákon č. 364/2021 Sb. ze dne 8. října 2021, kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů [online]. [cit. 10. 2. 2023]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-364>.
- Zákon č. 246/1992 Sb. ze dne 29. května 1992, Zákon České národní rady na ochranu zvířat proti týrání [online]. [cit. 10. 2. 2023]. Dostupné na: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-246>



Communication

# Invasive Potential of Pet-Traded Pill-Box Crabs from Genus *Limnopilos*

Jiří Patoka <sup>1,\*</sup>, Lucie Bohatá <sup>1</sup>, Tomáš Karella <sup>2</sup>, Jana Marková <sup>1</sup>, Emik Yuliana <sup>3</sup> and Yonvitner <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 16500 Praha-Suchbát, Czech Republic; bohatal@af.czu.cz (L.B.); schenkova@fld.czu.cz (J.M.)

<sup>2</sup> Faculty of Mathematics and Physics, Charles University, Ke Karlovu 2027/3, 12116 Praha, Czech Republic; tomas.karella@gmail.com

<sup>3</sup> Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, Indonesia Open University, Jl. Pondok Cabe Raya, Pamulang, Tangerang Selatan 15418, Indonesia; ernik@ut.ac.id

<sup>4</sup> Department of Aquatic Resources Management, Faculty of Fisheries, Bogor Agricultural University, Jl. Agathis No. 1 Kampus FPIK IPB Dramaga, Bogor 16680, Indonesia; yonvitner@yahoo.com

\* Correspondence: patoka@af.czu.cz; Tel.: +420-724810365

Received: 19 April 2019; Accepted: 11 June 2019; Published: 14 June 2019



**Abstract:** The pet trade in aquatic animals is known to be one of the main sources of non-native species worldwide. Freshwater decapod crustaceans have increased in popularity as ornamentals in the last two decades. Freshwater crabs of the genus *Limnopilos* were discovered by hobby aquarists and introduced on the market in 2008. They are generally considered interesting additions to an aquarium, but information about their living requirements are scarce. Additionally, their invasive potential is not known. Here, we present a survey of the availability of *Limnopilos* crabs on the market in Europe and North America and analyzed the invasive potential of all species from the genus based on climate matching from a global perspective. The only species recorded in the pet trade is *L. naiyanetri*, but future introduction of other species is discussed. Certain tropical regions were identified as the most suitable for the potential establishment of *Limnopilos* crabs including the northern part of South America, and *L. microthynchus* was evaluated as the highest risk species. In this pilot study, we also suggest some points to be answered regarding further improving the risk assessment and also recommend continuous monitoring of the market for ornamental decapods.

**Keywords:** aquarium; ornamental aquaculture; Decapoda; Brachyura; Hymenosomatidae; risk assessment; ecology; climate matching

## 1. Introduction

Biological invasions, a pervasive component of global change, are perceived as an increasing threat to biodiversity worldwide [1]. An important vector of non-indigenous species is the international trade in aquarium animals [2] and the popularity of this sector of aquaculture is growing annually [3–5]. Not only are fish popular pets in ornamental aquaculture, but decapod crustaceans have also become relatively commonly traded in the past two decades [6–8].

Numerous records of non-indigenous decapods introduced via the pet trade are known from various regions over the globe; for instance, crayfish such as redclaw *Cherax quadricarinatus* [9,10], marbled crayfish *Procambarus virginalis* [11,12], Mexican dwarf crayfish *Cambarellus patzcuarensis* [13], and freshwater shrimps such as the red cherry shrimp *Neocaridina davidi/heteropoda* [14–16] and Kaira river prawn *Macrobrachium dayanum* [15]. Generally, invasive decapod crustaceans can outcompete native species and alter habitats, and certain species serve as a vector of infectious diseases, especially

crayfish plague caused by the oomycete *Aphanomyces astaci*. The presence of this pathogen has been confirmed in ornamental crayfish, and in some cases, also in crabs and shrimps [17–19]. The sensitivity of the above-mentioned non-crayfish decapod hosts is currently under research.

There are several tens to hundreds of freshwater and land-dwelling crab species traded as ornamentals internationally (Radosta, O., pers. comm. 2019), but a detailed survey of the market is still lacking, with few reports on local trade [20–22]. Recently, the traded crab species have increased in number and are exported via the pet trade to Europe, East Asia, and the USA [23]. In 2008, the small crab *Limnopilos naiyanetri* was imported from Thailand to Germany and introduced to the market by the wholesaler Aquarium Glaser GmbH (see <https://www.aquariumglaser.de/en/fish-archives/limnopilos-naiyanetri/>). The genus *Limnopilos* (family Hymenosomatidae) was scientifically described in 1991 [24], later synonymized with genus *Hymenicoides* [25], and in 2007 resurrected as *Limnopilos* in light of the fact that several distinctive characters were identified [26]. Due to their tiny size (less than 1 cm in diameter), *Limnopilos* crabs are also called pill-box crabs, Thai micro crabs, or false spider crabs.

The genus *Limnopilos* is endemic to South-East Asia and includes three species: *L. microrhynchus*, *L. naiyanetri*, and *L. sumatranus*. *Limnopilos microrhynchus* has been described from eastern Kalimantan, Indonesian Borneo, and from Sabah, Malaysian Borneo [27]. The second mentioned species, *L. naiyanetri*, is native to Thailand, where the first individuals were found inhabiting the root systems of non-native water hyacinths [24,28]. The last species, *L. sumatranus*, is native to central Sumatra [26].

*Limnopilos* crabs have generally been poorly studied and detailed information about their biology, ecology, and ethology is not available including information about their reproduction. When their zoea larvae hatch, they apparently develop in fresh water (Ng P., pers. comm. 2019). Since these crabs are probably freshwater for their whole life cycle, they are attractive for hobby keeping. Even though they have attracted the attention of traders and keepers, the presented information about their life requirements is confused in many aspects (see <https://www.fishkeeper.co.uk/databank/thai-micro-spider-crab>).

The legislative regulations and restrictions focused on aquatic pets are ineffective in many cases [29]. Hence, the importance of preventing the new introduction of identified high-risk species is obvious. For this reason, we have decided to survey the availability of *Limnopilos* crabs on the market and analyze the invasive potential of all three species based on climate matching from a global perspective.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Data Collection

Information about *Limnopilos* crabs within the pet trade, their availability, and origin was collected between November 2018 and February 2019. In total, lists offered by online shops in various countries in North America and Europe, the main importers in ornamental aquarium species, were surveyed. The links were found using the standard search engine Google with “*Limnopilos*” or “Micro crab” as keywords and verified by email correspondence with the owners or live-stock managers.

### 2.2. Market Availability

Market availability was estimated for each species according to [30], using the following criteria: (i) “very rare”—species available only for a short period and in small quantities; (ii) “rare” species—available occasionally in small quantities; (iii) “common” species—available frequently in small quantities; and (iv) “very common” species—always available in large quantities. Although we are aware of the heuristic aspect of this method, it is applicable for a rough estimate of species availability in the market [31,32].

### 2.3. Species Determination

We obtained 20 live crabs from one wholesale facility for aquatic ornamental animals in Slovakia and 100 individuals from one wholesaler in the Czech Republic. The origin of crabs from Slovakia is



unclear and were most probably imported from Thailand, which is the verified origin for crabs obtained in the Czech Republic. Selected individuals were morphologically examined following characteristics such as the absence of rostrum and setose claws described in [24] and [26] as *L. naiyanetri*.

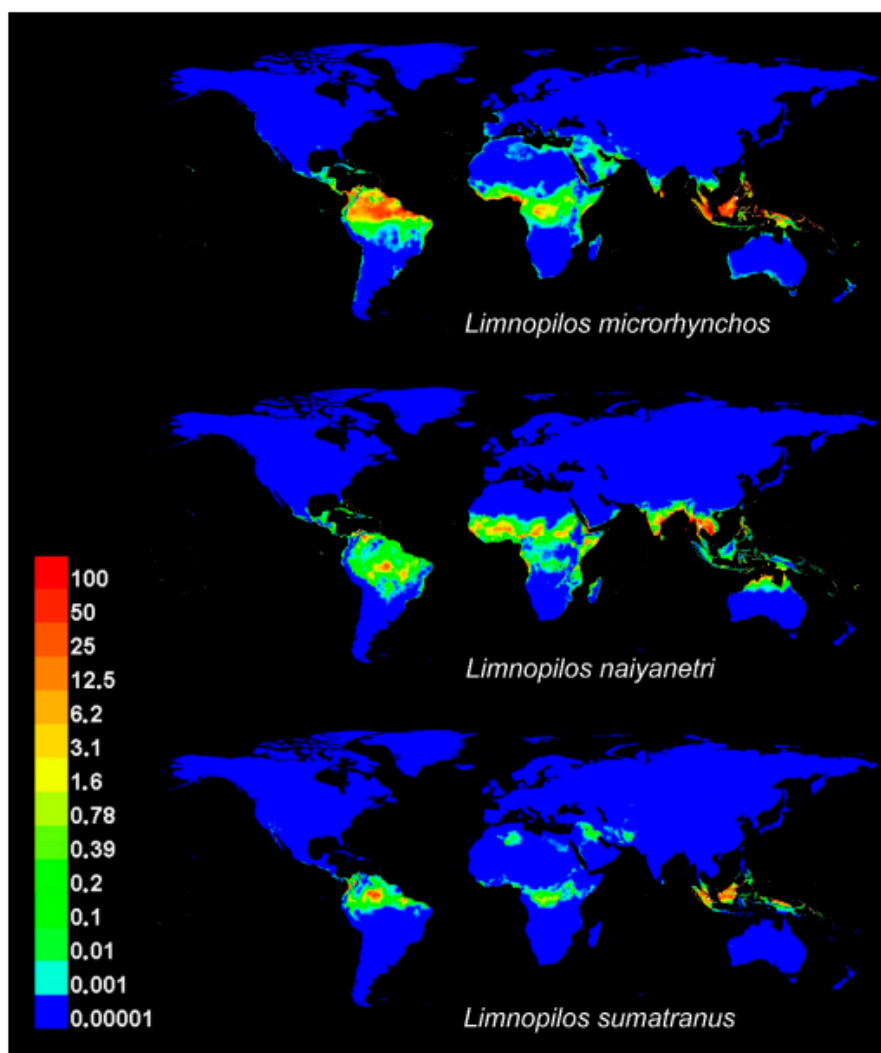
#### 2.4. Climate Matching

Climate matching was modeled from a dataset of environmental layers and native range of *Limnopilos* crabs. Environmental layers were obtained from the WorldClim database (v.1.4; <http://www.worldclim.org>; [33]) with a spatial resolution of 2.5 arcmin (~1 km<sup>2</sup>) and were assembled in DIVA-GIS (v.7.5.0; <http://www.diva-gis.org>; [34]) to the ASCII format for use with the MaxEnt algorithm (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent); [35]). MaxEnt is a maximum entropy model well-suited for species distribution mapping [36,37]. The model describes a continuous probability surface of habitat suitability in the target area. The final set of bioclimatic predictors comprised the mean diurnal temperature range (BIO2), isothermality (BIO3), temperature seasonality (BIO4), temperature annual range (BIO7), and mean temperature of the wettest, driest, warmest, and coldest quarter of the year (BIO8-11). The native range of the evaluated species was obtained from validated published records (five locations for *L. microrhynchus*, eight locations for *L. naiyanetri*, and seven locations for *L. sumatranus*). Even if all known localities with the native occurrence of the species were included in the analysis, it must be noted that the amount of data (five to eight points) was relatively low and thus the results must be perceived as a preliminary study. Additionally, MaxEnt calculates a threshold value at each run. As the cumulative output, a continuous map was generated for each evaluated species. This map output allows for a fine distinction to be made between the modeled suitability of different areas for the evaluated species.

### 3. Results

We found just one pet-traded species of *Limnopilos* crabs: *L. naiyanetri*; its determination was verified morphologically. This species was common (available frequently in small quantities) in Germany and rare on the market (occasionally available in small quantities) in the following countries: Belgium, Canada, Czech Republic, Denmark, France, Greece, Hungary, Italy, Netherlands, Poland, Romania, Serbia, Slovakia, Spain, Sweden, Ukraine, United Kingdom, and the USA. The size class of the marketed crabs was less than 1 cm in carapace width.

Climatic conditions, here represented by various temperature predictors, do not appear to constrain the spread of *Limnopilos* crabs in certain tropical regions if they are introduced. The most adaptable species seems to be *L. microrhynchus*, followed by *L. naiyanetri*; *L. sumatranus* was evaluated as the least adaptable species. The most suitable regions for the potential establishment of *L. microrhynchus* were identified as northern South America with a part of the Amazon River Basin and part of Southeast Asia, with a lesser extent in a dozen kilometer band taking in part of the coast of south India and Sri Lanka, around the Red Sea (in Eritrea and Saudi Arabia), and the Gulf of Guinea (Figure 1).



**Figure 1.** Worldwide environmental suitability for *Limnopilos* crabs (*L. microrhynchus*, *L. naiyanetri*, and *L. sumatranus*) based on environmental predictors in the MaxEnt model. Suitability is shown in different colors representing the percentage value, with red indicating the highest probability of establishment (100%).

#### 4. Discussion and Conclusions

The climate matching analysis showed the potential risk of the establishment of *Limnopilos* crabs at new localities outside their native range, with the highest probability in parts of South America and Southeast Asia. Of all three scientifically described species of *Limnopilos* crabs, we found just *L. naiyanetri* to be offered for sale as an ornamental creature via the pet trade. It is traded in numerous European countries as well as in the USA and Canada, but is usually not frequently available and stocked in pet shops and wholesalers, with the exception of the German market. This species is not as adaptable as its congener, *L. microrhynchus*, which is currently not pet-traded.

Species of the family Hymenosomatidae are the smallest freshwater crabs on the world [38]. *Limnopilos* crabs are traded in tiny sizes and can be easily overlooked and their accidental release with waste water from aquaria is possible (especially when there are high densities in the tank). Moreover, these crabs have been found hidden among floating water hyacinths (*Eichhornia crassipes*) [28]. Since this plant is known to serve as a medium for the translocation of various animal taxa via ornamental aquaculture [39], one can expect that unintentional translocation by this pathway is possible. It follows that the risk of the introduction of pet-traded *Limnopilos* crabs does exist.

One of the most susceptible regions for the potential establishment of *Limnopilos* crabs is the northern part of Brazil, a country with a well-developed trade in ornamental aquatic species. This fact should be of concern to local wildlife managers and policymakers. Even if this country has a prominent place in global biodiversity, covering a huge diversity of biomes and species, the Brazilian government has initiated activities that threaten biodiversity and entire ecosystems [40]. Among others, their legislation supports the production and trade of numerous ornamental freshwater species despite their nativeness [29]. Although no *Limnopilos* crabs have been recorded as traded in Brazil, their future introduction on the market cannot be excluded due to the high popularity and the increasing economic importance of this sector of aquaculture there.

All three species are native to countries that are among the main suppliers of ornamental freshwater species in the world. Although *L. naiyanetri* is currently the only found pet-traded species from the genus, exploitation of both *L. microrhynchus* and *L. sumatranus* for ornamental purposes is also likely. Both species have native ranges within Indonesian territory. Since Indonesia has been identified as one of the leading suppliers of ornamental freshwater crustaceans [7], we assume that the increasing popularity of *Limnopilos* crabs in hobby keeping will lead to field harvesting and the subsequent advertising of yet unexploited species for sale. The species identification is not easy even for crustacean experts (see the key to the species in [29]). Due to this fact and in line with previously identified behavior of traders who frequently advertise ornamental species under misnomers, names of other species, outdated names, or only by commercial names [30,41], species misidentification is likely if and when *L. microrhynchus* and *L. sumatranus* are introduced on the market.

To improve the risk assessment, we suggest that at least the following three queries are considered and answered: (i) Are there any symbionts? Nothing is known about the biota associated with *Limnopilos* crabs, but tiny symbionts such as rotifers and temnocephalidans are known to be transported via the pet trade associated with their decapod hosts [42]; (ii) Are *Limnopilos* crabs truly freshwater? *Limnopilos* crabs release free-moving larvae, and these larvae apparently develop in freshwaters, but this assumption must be confirmed; and (iii) Are *Limnopilos* crabs sensitive or resistant to crayfish plague? There are also three possible scenarios: they are either sensitive to this disease; they are resistant vectors of the pathogen; or they are resistant and do not serve as vectors of the pathogen. Further experiments are needed to test these hypotheses.

All traded *Limnopilos* crabs, despite their trade names, should be brought to the attention of wildlife managers and other stakeholders in the regions evaluated as suitable for their establishment, and detailed risk assessments from local perspectives are recommended together with subsequent monitoring of the market for ornamental decapods. For the increasing reliability of the analyses, a further survey of the native range of *Limnopilos* crabs is crucial.

**Author Contributions:** Conceptualization, J.P.; Methodology, J.P., L.B., J.M.; Software, T.K., L.B.; Resources, J.P.; Writing, J.P.; Visualization, J.P.; Supervision, Y.; Project Administration, Y., E.Y.; Funding acquisition, Y., E.Y.

**Funding:** This research was funded by Ministry of Research Technology and Higher Education of Indonesia with the Penelitian Unggulan Perguruan Tinggi scheme.

**Acknowledgments:** We thank Julian D. Reynolds for proofreading the English.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of the data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

22. Uderbayev, T.; Patoka, J.; Beisembayev, R.; Petryl, M.; Bláha, M.; Kouba, A. Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in the Republic of Kazakhstan, the leading country in Central Asia. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **2017**, *418*, 30. [CrossRef]
23. Ng, P.K.; Schubart, C.D.; Lukhaup, C. New species of “vampire crabs” (*Geosesarma* De Man, 1892) from central Java, Indonesia, and the identity of *Sesarma* (*Geosesarma*) *nodulifera* De Man, 1892 (Crustacea, Brachyura, Thoracotremata, Sesarmidae). *Raffles Bull. Zool.* **2015**, *63*, 3–13.
24. Chuang, C.; Ng, P. Preliminary descriptions of one new genus and three new species of hymenosomatid crabs from Southeast Asia (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Raffles Bull. Zool.* **1991**, *39*, 363–368.
25. Ng, P.K.; Chuang, C.T. The Hymenosomatidae (Crustacea: Decapoda: Brachyura) of southeast Asia, with notes on other species. *Raffles Bull. Zool.* **1996**, *44*, 1–82.
26. Naruse, T.; Ng, P.K. On the taxonomy of the genus *Hymenicoides* Kemp, 1917 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Hymenosomatidae), with resurrection of *Limnopilos* Chuang & Ng, 1991, and descriptions of two new species. *Zootaxa* **2007**, *1621*, 17–31.
27. Ng, P.K. On a collection of freshwater decapod crustaceans from the Kinabatangan River, Sabah, Malaysia, with descriptions of two new genera and two new species. *Sabah Mus. J.* **1995**, *1*, 73–92.
28. Chuang, C.T.; Ng, P.K. The ecology and biology of Southeast Asian false spider crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Hymenosomatidae). *Hydrobiologia* **1994**, *285*, 85–92. [CrossRef]
29. Patoka, J.; Magalhães, A.L.B.; Kouba, A.; Faulkes, Z.; Jerikho, R.; Vitule, J.R.S. Invasive aquatic pets: Failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers. Conserv.* **2018**, *27*, 3037–3046. [CrossRef]
30. Chucholl, C. Invaders for sale: Trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biol. Invasions* **2013**, *15*, 125–141. [CrossRef]
31. Coro, G.; Webb, T.J.; Appeltans, W.; Bailly, N.; Cattrijsse, A.; Pagano, P. Classifying degrees of species commonness: North Sea fish as a case study. *Ecol. Model.* **2015**, *312*, 272–280. [CrossRef]
32. Kotovska, G.; Khrystenko, D.; Patoka, J.; Kouba, A. East European crayfish stocks at risk: Arrival of non-indigenous crayfish species. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **2016**, *417*, 37. [CrossRef]
33. Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G.; Jarvis, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* **2005**, *25*, 1965–1978. [CrossRef]
34. Hijmans, R.; Guarino, L.; Mathur, P. Manual of DIVA-GIS Version 7.5. 2012. Available online: <http://www.diva-gis.org/> (accessed on 5 April 2019).
35. Phillips, S.J. *A Brief Tutorial on Maxent*; American Museum of Natural History: New York, NY, USA, 2005.
36. Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* **2006**, *190*, 231–259. [CrossRef]
37. Phillips, S.J.; Dudík, M. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **2008**, *31*, 161–175. [CrossRef]
38. Lucas, J.; Davie, P. Hymenosomatid crabs of Queensland estuaries and tidal mud flats, including descriptions of four new species of *Elamenopsis* A. Milne-Edwards and a new species of *Amarinus* Lucas. *Mem. Qld. Mus.* **1982**, *20*, 401–419.
39. Patoka, J.; Bláha, M.; Kalous, L.; Vrabec, V.; Buřič, M.; Kouba, A. Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 25896. [CrossRef] [PubMed]
40. Azevedo-Santos, V.M.; Fearnside, P.M.; Oliveira, C.S.; Padial, A.A.; Pelicice, F.M.; Lima, D.P.; Simberloff, D.; Lovejoy, T.E.; Magalhães, A.L.B.; Orsi, M.L.; et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers. Conserv.* **2017**, *26*, 1745–1752. [CrossRef]
41. Patoka, J.; Kalous, L.; Kopecký, O. Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biol. Invasions* **2014**, *16*, 2489–2494. [CrossRef]
42. Patoka, J.; Bláha, M.; Devetter, M.; Rylková, K.; Čadková, Z.; Kalous, L. Aquarium hitchhikers: Attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. *Biol. Invasions* **2016**, *18*, 457–461. [CrossRef]



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

# Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea

Y. Yonvitner<sup>1</sup> | Jiří Patoka<sup>2</sup> | Ernik Yuliana<sup>3</sup> | Lucie Bohatá<sup>2</sup> |  
Elena Tricarico<sup>4</sup> | Tomáš Karella<sup>5</sup> | Antonín Kouba<sup>6</sup> | Julian D. Reynolds<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Department of Aquatic Resources Management, Faculty of Fisheries, Bogor Agricultural University and Centre for Disaster Studies (CERDAS-IPB), Bogor, Indonesia

<sup>2</sup>Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Prague–Suchbát, Czech Republic

<sup>3</sup>Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, Universitas Terbuka, Tangerang Selatan, Indonesia

<sup>4</sup>Department of Biology, University of Florence, Florence, Italy

<sup>5</sup>Faculty of Mathematics and Physics, Charles University, Prague, Czech Republic

<sup>6</sup>South Bohemian Research Center of Aquaculture and Biodiversity of Hydroecosystems, Faculty of Fisheries and Protection of Waters, University of South Bohemia in České Budějovice, Vodňany, Czech Republic

<sup>7</sup>University of Dublin, Trinity College, Dublin 2, Ireland

## Correspondence

Jiří Patoka, Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčká 129, 16500 Prague–Suchbát, Czech Republic.  
Email: patoka@af.czu.cz

## Funding information

Czech Science Foundation, Grant/Award Number: 19-044315; Ministry of Research Technology and Higher Education of Indonesia

## Abstract

1. The large island of New Guinea has a rich indigenous astacofauna represented by numerous parastacids from the genus *Cherax*. The western half of the island is part of Indonesian territory.
2. Indonesia is known to be the main exporter of ornamental crayfish globally, and certain New Guinean species are exploited as ornamentals within the international pet trade. Moreover, one non-indigenous species has been previously recorded being cultured in Java, Indonesia. This species, the North American *Procambarus clarkii*, is a vector of crayfish plague, the disease that is lethal to most parastacids. This population has already tested positive for the disease.
3. As the transport of non-indigenous crayfish within the Indonesian territory is not restricted, their introduction to New Guinea can be expected. The Indonesian market was therefore surveyed for ornamental crayfish and their environmental suitability evaluated, as represented by temperature during the drought and rainy seasons in New Guinea.
4. Four North American and one Australian species were found advertised for sale. One of them, *P. clarkii*, was assessed as the most damaging species, followed by other North American species. A total ban on the culture and transport of the highest risk crayfish species in Indonesia and Papua New Guinea is recommended.

## KEYWORDS

Cambaridae, *Cherax*, climate matching, EICAT, Indonesia, MaxEnt, Parastacidae, pet trade, risk assessment

## 1 | INTRODUCTION

Freshwater crayfish (Crustacea: Decapoda: Astacidea) are a diverse group of invertebrates that play a key role in various aquatic ecosystems (Crandall & De Grave, 2017; Kouba, Petrussek, & Kozák, 2014). There are two known hotspots for crayfish diversity: one in North

America with more than 450 taxa and one in Australia and surrounding islands with more than 150 taxa (Crandall & Buhay, 2008). The total number of species is increasing year by year as new taxa are described scientifically (Coughran, Dawkins, Hobson, & Furse, 2012; Lukhaup, Eprilurahman, & von Rintelen, 2017; Patoka, Bláha, & Kouba, 2015; Thoma, Fetzner, Stocker, & Loughman, 2016).

The last place on Earth where a relatively high number of crayfish species still remain unknown to science is the island of New Guinea. New Guinea is the world's second largest island, the largest tropical island, the highest island, and one of only three tropical areas with glaciers, and it contains a great variety of environments except deserts (Gressit, 2012). The endemic New Guinean astacofauna inhabits different kinds of habitats, from lowlands (e.g. *Cherax warsamsonicus*) to mountains (e.g. *Cherax monticola*) (Holthuis, 1950; Lukhaup et al., 2017) and from epigeic streams and lakes to subterranean ones in the case of troglobitic *Cherax acherontis* (Patoka, Bláha, & Kouba, 2017). *Cherax* is the single genus of freshwater crayfish native to this island. This genus includes species native also to Australia, and two of them, *Cherax quadricarinatus* and *Cherax rhynchotus*, are native to both regions (Munasinghe, Burridge, & Austin, 2004). A further 23 species are endemic to New Guinea, and one more species, *Cherax misolicus*, is native to the nearby Misool Island (Bláha, Patoka, Kozák, & Kouba, 2016; Lukhaup, Eprilurrahman, & von Rintelen, 2018). The native range of many New Guinean species is very restricted, and knowledge about their biology and ecology is poor in many cases, such as the recently discovered cave species *C. acherontis* (Patoka et al., 2017). The total number of crayfish species native to this island has been estimated at ~100 taxa (Patoka J., unpublished data). Accordingly, New Guinea can be considered an additional hotspot of crayfish global diversity.

New Guinean crayfish are very often attractively coloured and mostly warm-water species, enhancing their popularity as ornamental animals. About 10 species are traded more or less commonly on the market, especially in the European Union (Chucholl & Wendler, 2017; Lipták & Vitázková, 2015; Papavaslopoulou, Perdikaris, Vardakas, & Paschos, 2014; Patoka, Kalous, & Kopecký, 2015; Weiperth et al., 2019), followed by other countries; for example, Turkey (Turkmen & Karadal, 2012), USA (Faulkes, 2015), Ukraine (Kotovska, Khrystenko, Patoka, & Kouba, 2016), Russia (Vodovsky, Patoka, & Kouba, 2017), and Kazakhstan (Uderbayev et al., 2017). Indonesia, whose territory includes the western part of New Guinea, was identified as the leading exporter of these species (Patoka, Bláha, & Kouba, 2015); in particular, *C. quadricarinatus* has been introduced to many Indonesian islands to be cultured (Patoka, Wardiatno, Ali, Yonvitner, & M., ... Bláha, M., 2018; Patoka, Wardiatno, Yonvitner, & M., & Kalous, L., 2016).

Endemic crayfish are threatened by invasive species through direct competition, habitat alteration and loss, modification of the structure of freshwater food webs, and by disease transmission (Gherardi, 2007). Mitigation or eradication of established non-indigenous crayfish species (NICS) is mostly impossible, and no strategy is widely effective in this regard (Gherardi, Aquiloni, Diéguez-Urbeondo, & Tricarico, 2011; Manfrin, Souty-Grosset, Anastácio, Reynolds, & Giulianini, 2019). Recently, a new threat to *Cherax* crayfish was found in Java, Indonesia: the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* (Putra et al., 2018). In general, North American crayfish species are resistant to this oomycete and are able to inhibit the pathogen growth in their cuticle, whereas in crayfish of non-North American origin the mycelia of the pathogen grow through the cuticle, penetrate the internal body cavity and organs, and rapid

mortality and population collapses usually follow the infection (Mrugała, Kawai, Kozubíková-Balcarová, & Petrušek, 2017; Svoboda, Mrugała, Kozubíková-Balcarová, & Petrušek, 2017 and citations therein). Even if the sensitivity of all New Guinean *Cherax* crayfish has not yet been demonstrated, this disease is assumed to be lethal for them (Mrugała, Veselý, Petrušek, Viljamaa-Dirks, & Kouba, 2016; Svoboda et al., 2017). This assumption was verified in one New Guinean species: *Cherax papuanus* (Unestam, 1975). The North American species *Procambarus clarkii* has been confirmed as the carrier and vector of the pathogen in Indonesia (Putra et al., 2018). The introduction of this species is alarming from the native fauna perspective, not only because of crayfish plague transmission but also as *P. clarkii* is known to be a successful invader capable of directly out-competing indigenous crayfish and other biota and is also able to alter food webs and habitat structure as a whole (Souty-Grosset et al., 2016).

As already documented, there are no effective legislative measures against NICS in Indonesia (Patoka, Magalhaes, et al., 2018). Although the importation of *P. clarkii* to Indonesia is prohibited by Regulation No. 41/PERMEN-KP/2014, its culture and transport within the country are legal (Putra et al., 2018). As their transport to other islands is not banned either, further introduction to Indonesian New Guinea (the provinces of Papua and West Papua) cannot be excluded. It was therefore decided to survey NICS traded as pets in Indonesia and to analyse their invasive potential represented by environmental suitability from a New Guinean perspective.

## 2 | METHODS

### 2.1 | Market survey

Based on a survey of price lists (from the complete year 2018, one price list per month per wholesaler), personal interviews (July 2017), and email correspondence (February 2019) with two exporting wholesalers in Jakarta, Indonesia, the following pet-traded taxa were included in the analysis: one Australian (*Cherax destructor*) and three North American crayfish species (*Cambarellus patzcuarensis*, *Procambarus alleni*, and *P. clarkii*). *Cambarellus patzcuarensis* was advertised for sale exclusively in its orange morph, known as CPO, and *P. alleni* in its blue morph.

### 2.2 | Environmental suitability

Climate matching based on temperature characteristics was modelled from a data set of environmental layers and native ranges of *C. patzcuarensis*, *C. destructor*, *P. alleni*, and *P. clarkii*. To these were added one of the globally most popular ornamental and also known successful invasive species, *Procambarus virginialis*, because its future introduction to the market is likely. As its native range is at present not known, localities with established populations were used. Available coordinates were obtained from the Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org>) and from scientific literature in the

case of *P. virginalis* (Hossain, Patoka, Kouba, & Buřić, 2018). In total, 28 points were used for *C. patzcuarensis*, 305 for *C. destructor*, 14 for *P. alleni*, 68 for *P. clarkii*, and 34 for *P. virginalis*. Environmental layers were obtained from the WorldClim database (v.1.4; <http://www.worldclim.org>; Hijmans, Cameron, Parra, Jones, & Jarvis, 2005) with a spatial resolution of 2.5 arcmin (~1 km<sup>2</sup>) and were assembled in DIVA-GIS (v.7.5.0; <http://www.diva-gis.org>; Hijmans, Guarino, & Mathur, 2012) to ASCII format for use with the MaxEnt algorithm (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent); Phillips, 2005). MaxEnt is a maximum entropy model well suited for species distribution mapping (Phillips, Anderson, & Schapire, 2006; Phillips & Dudik, 2008). The model describes a continuous probability surface of habitat suitability in the target area. The final set of bioclimatic predictors comprised temperature within the wettest and driest quarter of the year (BIO8 and -9). These predictors are related to drought and rainy seasons in the target area of New Guinea. MaxEnt calculates a threshold value for each species: *C. patzcuarensis* 40.6, *C. destructor* 25.2, *P. alleni* 46.6, *P. clarkii* 12.2, and *P. virginalis* 16.6. As the cumulative output, a continuous map is generated for each evaluated species and visualized in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>). These map outputs allow fine distinction between the modelled environmental suitability of different areas for these species based on different percentage probabilities of establishment. If the values of a climate match reach or exceed the specific threshold in each species, this is interpreted as no evidence for climatic constraints to the survival of the species evaluated and is shown as a red colour on the map.

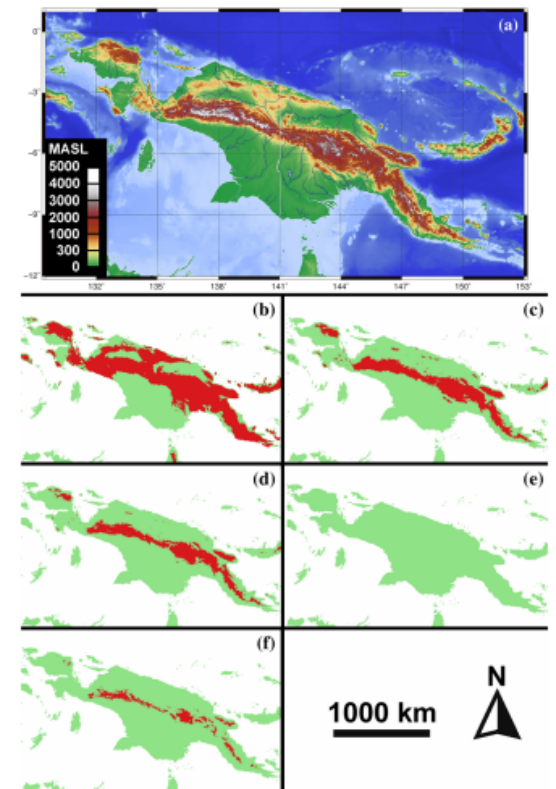
### 2.3 | Risk assessment

The Environmental Impact Classification of Alien Taxa was used to assess the risk of the NICS evaluated. This tool, based on the generic impact scoring system (Nentwig, Kühnel, & Bacher, 2010) and modified to align it with the impact scheme of the International Union for Conservation of Nature (Kumschick et al., 2012), evaluates the magnitude of species' environmental impacts and uses five semi-quantitative scenarios (ranked 1–5) to assign species to different levels of impact, from 'minimal' (species is unlikely to have caused deleterious impacts on the native biota or abiotic environment) to 'massive' (species leads to the replacement and local extinction of native species, and produces irreversible changes in the structure of communities and the abiotic or biotic composition of ecosystems). The scheme measures the environmental impact of species in 10 classes of impact mechanisms. Each of these mechanisms is associated with one of a sequential series of five impact scenarios, describing increasing levels of impact exerted by species by that mechanism. It is based on scientific information available in peer-reviewed publications. For each impact mechanism, the level of certainty is also considered: A 'high' confidence level is usually related to published scientific data on the study area, 'medium' to some direct observational evidence to support the assessment but with some information inferred from the literature coming from other invaded areas, and 'low' only to inferred data used as supporting evidence. Species are assigned to an impact category on the basis of the

greatest impact value recorded, and the final confidence rating is considered as the confidence of impact category with the maximum score.

## 3 | RESULTS

Based on interviews with wholesalers, all crayfish found traded as pets are cultured in Indonesia. Environmental suitability and the related probability of establishment based on climatic conditions of all species assessed within New Guinean territory are given in Figure 1. *Procambarus clarkii* was identified as being the riskiest species from a New Guinean perspective. The probability of establishment of *P. alleni* is low, but the highlands, such as the Central Cordillera, Arfak Mountains, and Saruwaged Range, are environmentally suitable for all other species evaluated, including those with relatively low probabilities of establishing new populations in the lowlands (*C. patzcuarensis*, *C. destructor*, and *P. virginalis*). Based on the Environmental Impact Classification of Alien Taxa risk assessment, all North American NICS evaluated were classified as species possibly causing massive impact on native biota because they



**FIGURE 1** (a) Topographical map of New Guinea with metres above sea level (MASL) scale (adapted from [en.wikipedia.org](http://en.wikipedia.org)), showing environmental suitability for selected non-indigenous crayfish species computed by the MaxEnt model. Suitability shown in red represents a high probability of establishment: (b) *Procambarus clarkii*, (c) *Procambarus virginalis*, (d) *Cambarellus patzcuarensis*, (e) *Procambarus alleni*, (f) *Cherax destructor*; scale bar in kilometres refers to (b)–(f)

can carry the crayfish plague, whereas *C. destructor* is less risky mainly owing to its sensitivity to this disease (Table 1).

#### 4 | DISCUSSION

Despite this environmental variability, one NICS, *P. clarkii*, would be able to invade almost the entire island once introduced there. The other species evaluated would be a threat mostly at higher altitudes and can therefore be perceived as potential competitors, especially to *C. monticola* and *Cherax minor*. It should be noted that four species from the set, *C. patzcuarensis* and all three *Procambarus* species, can serve as vectors of crayfish plague (Keller, Pfeiffer, Roessink, Schulz, & Schrimpf, 2014; Mrugala et al., 2015), and this threat is becoming more realistic after the finding of the pathogen and its host *P. clarkii* in Indonesia (Putra et al., 2018). Prevention of NICS arrival is essential, because studies have shown that their later elimination is extremely difficult and at best very costly (Manfrin et al., 2019; Nunes, Hoffman, Zengya, Measey, & Weyl, 2017; Peay et al., 2019; Peay, Dunn, Kunin, McKimm, & Harrod, 2015).

As certain endemic *Cherax* species are harvested by local people for sale as ornamentals, the further introduction of NICS for this purpose is not unrealistic. Unfortunately, Indonesian legislation allows national transport of these creatures without any regulation (Putra et al., 2018). Besides the risk of overfishing pet-traded endemic crayfish species with limited ranges (Bláha et al., 2016), the potential introduction of crayfish plague would have a devastating effect on all these species. The transmission of the pathogen with subsequent significant mortality was also previously documented in the crab species *Eriocheir sinensis* (Schrimpf, Schmidt, & Schulz, 2014; Svoboda et al., 2014). Even if this species is not present in New Guinea, it is

obvious that the pathogen is not specific only to crayfish. The sensitivity of Asian freshwater shrimps has also been studied, and although no acute mortalities have been seen so far, this does not exclude possible non-lethal effects that might also be significant (Mrugala, Buřić, Petrušek, & Kouba, 2019; Svoboda et al., 2014). The pathogen has been detected in freshwater crabs (*Parathelphusa convexa*) and shrimps (*Macrobrachium lanchesteri*) coexisting with *P. clarkii* in Java (Putra et al., 2018). It follows that the disease could probably be harmful not only for crayfish but also for some other decapods in the region. Therefore, as well as parastacid crayfish, indigenous shrimps from the families Atyidae and Palaemonidae and crabs from the families Sundathelphusidae, Grapsidae, and Hymenosomatidae (Holthuis, 1982) would also be threatened.

Data are lacking on the pet trade with freshwater crayfish in the eastern half of the island, which comprises the mainland of Papua New Guinea. Nevertheless, as many freshwater crayfish, including *P. clarkii* (Gherardi, Barbaresi, & Salvi, 2000) and *C. destructor* (Hughes & Hillyer, 2003), are able to walk across humid terrestrial environments, they could migrate there spontaneously, once introduced to the western part of the island. Their spread within catchments and human-mediated translocations are also likely and may be perceived as the main drivers of potential invasions. Although the indigenous astacofauna in Papua New Guinea is poorly studied, the occurrence of several indigenous crayfish species is expected there as well as in the rest of the island. Such species could very likely be lost before their scientific discovery if they encounter the crayfish plague pathogen or some invasive species.

We suggest that New Guinea should be acknowledged as an important crayfish hotspot; therefore, in line with Putra et al., (2018), we strongly recommend a total ban on culture and transport of *P. clarkii* in particular, and other North American NICS in general, in

**TABLE 1** Outcome of the environmental impact classification of alien taxa on the five crayfish species assessed<sup>a</sup>

Impact mechanism	<i>Procambarus clarkii</i>		<i>Procambarus virginalis</i>		<i>Procambarus alleni</i>		<i>Cambarellus patzcuarensis</i>		<i>Cherax destructor</i>	
	Impact	Certainty	Impact	Certainty	Impact	Certainty	Impact	Certainty	Impact	Certainty
Competition	4	2	3	1	3	1	1	1	3	3
Predation	4	2	3	2	3	1	2	1	3	3
Hybridization	1	3	1	3	1	3	1	3	1	1
Transmission diseases to native	5	3	5	3	5	3	5	1	2	3
Parasitism	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3
Poisoning/toxicity	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2
Biofouling	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3
Herbivory	4	2	3	2	3	1	2	1	3	2
Physical, chemical, structural	4	3	2	1	2	1	1	1	3	3
Interaction	3	3	3	1	3	1	1	1	2	1
Final score	5		5		5		5		3	
Category	Massive		Massive		Massive		Massive		Moderate	
Confidence	3		3		3		1		3	

<sup>a</sup>Impact: 1 = minimal; 2 = minor; 3 = moderate; 4 = major; 5 = massive. Certainty: 1 = low; 2 = medium; 3 = high.



Indonesia and also in Papua New Guinea. Even if *P. alleni* has a low probability of being established there, it can transmit the crayfish plague pathogen to the island. This ban should be in line with regulations in other regions, such as the European Union, which aims to prevent the introduction of certain invasive NICS and to halt their further spread (Council of the European Communities, 2014). In addition, the intensive education of the general public preceding the restriction is very important, because the effect of the law could paradoxically be negated without this step (Patoka, Magalhães, et al., 2018). Impacts of *C. destructor* should also be considered by wildlife managers, policymakers, and other stakeholders, at least from the perspective of possible competition with native species.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the Ministry of Research Technology and Higher Education of Indonesia, with the Penelitian Unggulan Perguruan Tinggi scheme and IRP FAPPZ, ČZU v Praze (MŠMT ČR), Czech Republic. AK acknowledges the Czech Science Foundation (no. 19-044315). This study is a part of The Indonesian Crayfish Research Group activity.

#### ORCID

Y. Yonvitner  <https://orcid.org/0000-0003-1161-4406>

Jiří Patoka  <https://orcid.org/0000-0002-2797-0563>

Emik Yuliana  <https://orcid.org/0000-0002-8518-6363>

Elena Tricarico  <https://orcid.org/0000-0002-7392-0794>

Antonín Kouba  <https://orcid.org/0000-0001-8118-8612>

Julian D. Reynolds  <https://orcid.org/0000-0002-1590-5043>

#### REFERENCES

- Bláha, M., Patoka, J., Kozák, P., & Kouba, A. (2016). Unrecognized diversity in New Guinean crayfish species (Decapoda, Parastacidae): The evidence from molecular data. *Integrative Zoology*, 11, 457–468. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12211>
- Chucholl, C., & Wendler, F. (2017). Positive selection of beautiful invaders: Long-term persistence and bio-invasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biological Invasions*, 19, 197–208. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1272-5>
- Coughran, J., Dawkins, K. L., Hobson, R., & Furse, J. M. (2012). Two new freshwater crayfishes (Decapoda: Parastacidae) from Whitsunday Island, the Coral Sea, Australia. *Crustacean Research*, 45–57. [https://doi.org/10.18353/crustacea.Special2012.7\\_45](https://doi.org/10.18353/crustacea.Special2012.7_45)
- Council of the European Communities (2014). Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *Official Journal of the European Union*, L317, 35–55.
- Crandall, K. A., & Buhay, J. E. (2008). Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae – Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 295–301. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9120-3>
- Crandall, K. A., & De Grave, S. (2017). An updated classification of the freshwater crayfishes (Decapoda: Astacidea) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology*, 37, 615–653. <https://doi.org/10.1093/jcobiol/rux070>
- Faulkes, Z. (2015). Marmorkrebs (*Procambarus fallax* f. *virginialis*) are the most popular crayfish in the North American pet trade. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 20. <https://doi.org/10.1051/kmae/2015016>
- Gherardi, F. (2007). Understanding the impact of invasive crayfish. In F. Gherardi (Ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* (pp. 507–542). Dordrecht, Netherlands: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8\\_28](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_28)
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J., & Tricarico, E. (2011). Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73, 185–200. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0181-z>
- Gherardi, F., Barbaresi, S., & Salvi, G. (2000). Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences*, 62, 179–193. <https://doi.org/10.1007/PL00001330>
- Gressitt, J. L. (2012). *Biogeography and ecology of New Guinea*. Dordrecht, Netherlands: Springer Science & Business Media.
- Hijmans, R., Guarino, L., & Mathur, P. (2012). Manual of DIVA-GIS version 7.5, Retrieved from <http://www.diva-gis.org>.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Holthuis, L. B. (1950). Results of the Archbold expeditions. No. 63 The Crustacea Decapoda Macrura collected by the Archbold New Guinea expeditions. *American Museum Novitates*, 1461, 1–17.
- Holthuis, L. B. (1982). Freshwater Crustacea Decapoda of New Guinea. In J. Gressitt (Ed.), *Biogeography and ecology of New Guinea* (pp. 603–619). The Hague: Dr W. Junk Publishers. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-8632-9\\_28](https://doi.org/10.1007/978-94-009-8632-9_28)
- Hossain, M. S., Patoka, J., Kouba, A., & Buřić, M. (2018). Clonal crayfish as biological model: A review on marbled crayfish. *Biologia*, 73, 841–855. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0098-2>
- Hughes, J. M., & Hillyer, M. J. (2003). Patterns of connectivity among populations of *Cherax destructor* (Decapoda: Parastacidae) in western Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54, 587–596. <https://doi.org/10.1071/MF03066>
- Keller, N., Pfeiffer, M., Roessink, I., Schulz, R., & Schrimpf, A. (2014). First evidence of crayfish plague agent in populations of the marbled crayfish (*Procambarus fallax* forma *virginialis*). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414, 15. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014032>
- Kotovska, G., Khrystenko, D., Patoka, J., & Kouba, A. (2016). East European crayfish stocks at risk: Arrival of non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417, 37. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016024>
- Kouba, A., Petrušek, A., & Kozák, P. (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: Update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 413, 05. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014007>
- Kumschick, S., Bacher, S., Dawson, W., Heikkilä, J., Sendek, A., Pluess, T., ... Ingolf, K. (2012). A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *Neobiota*, 15, 69–100. <https://doi.org/10.3897/neobiota.15.3323>
- Lipták, B., & Vitázková, B. (2015). Beautiful, but also potentially invasive. *Ekológia (Bratislava)*, 34, 155–162. <https://doi.org/10.1515/eko-2015-0016>
- Lukhaup, C., Eprilurahman, R., & von Rintelen, T. (2017). *Cherax warsamsonicus*, a new species of crayfish from the Kepala Burung (Vogelkop) peninsula in West Papua, Indonesia (Crustacea, Decapoda, Parastacidae). *ZooKeys*, 660, 151–167. <https://doi.org/10.3897/zookeys.660.11847>
- Lukhaup, C., Eprilurahman, R., & von Rintelen, T. (2018). Two new species of crayfish of the genus *Cherax* from Indonesian New Guinea (Crustacea, Decapoda, Parastacidae). *ZooKeys*, 769, 89–116. <https://doi.org/10.3897/zookeys.769.26095>
- Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P., Reynolds, J., & Giulianini, P. (2019). Detection and control of invasive freshwater crayfish: From traditional to innovative methods. *Diversity*, 11, 5. <https://doi.org/10.3390/d11010005>

- Mrugała, A., Kawai, T., Kozubiková-Balcarová, E., & Petrušek, A. (2017). *Aphanomyces astaci* presence in Japan: A threat to the endemic and endangered crayfish species *Cambaroides japonicus*? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27, 103–114. <https://doi.org/10.1002/aqc.2674>
- Mrugała, A., Kozubiková-Balcarová, E., Chucholl, C., Resino, S. C., Viljamaa-Dirks, S., Vukić, J., & Petrušek, A. (2015). Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: Crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions*, 17, 1313–1326. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0795-x>
- Mrugała, A., Veselý, L., Petrušek, A., Viljamaa-Dirks, S., & Kouba, A. (2016). May *Cherax destructor* contribute to *Aphanomyces astaci* spread in central Europe? *Aquatic Invasions*, 11, 459–468. <https://doi.org/10.3391/ai.2016.11.4.10>
- Mrugała, A., Buřič, M., Petrušek, A., & Kouba, A. (2019). May atyid shrimps act as potential vectors of crayfish plague? *Neobiota*, 51, 65–80. <https://doi.org/10.3897/neobiota.51.37718>
- Munasinghe, D., Burridge, C., & Austin, C. (2004). Molecular phylogeny and zoogeography of the freshwater crayfish genus *Cherax* Erichson (Decapoda: Parastacidae) in Australia. *Biological Journal of the Linnean Society*, 81, 553–563. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2003.00299.x>
- Nentwig, W., Kühnel, E., & Bacher, S. (2010). A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. *Conservation Biology*, 24, 302–311. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01289.x>
- Nunes, A. L., Hoffman, A. C., Zengeya, T. A., Measey, G. J., & Weyl, O. L. (2017). Red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, found in South Africa 22 years after attempted eradication. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27, 1334–1340. <https://doi.org/10.1002/aqc.2741>
- Papavasopoulou, I., Perdikaris, C., Vardakas, L., & Paschos, I. (2014). Enemy at the gates: Introduction potential of non-indigenous freshwater crayfish in Greece via the aquarium trade. *Central European Journal of Biology*, 9, 1–8. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014040>
- Patoka, J., Bláha, M., & Kouba, A. (2015). *Cherax (Astaconephrops) gherardii*, a new crayfish (Decapoda: Parastacidae) from West Papua, Indonesia. *Zootaxa*, 3964, 526–536. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3964.5.2>
- Patoka, J., Bláha, M., & Kouba, A. (2017). *Cherax ocherontis* (Decapoda: Parastacidae), the first cave crayfish from the Southern Hemisphere (Papua Province, Indonesia). *Zootaxa*, 4363, 137–144. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4363.1.7>
- Patoka, J., Kalous, L., & Kopecký, O. (2015). Imports of ornamental crayfish: The first decade from the Czech Republic's perspective. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 4. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014040>
- 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, 3037–3046. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1581-3>
- Patoka, J., Wardiatno, Y., Ali, M., Yonvitner, Daisy, W., Jerikho, R., ... Bláha, M. (2018). Redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868), widespread throughout Indonesia. *BioInvasions Records*, 7, 185–189. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.2.11>
- Patoka, J., Wardiatno, Y., Yonvitner, Kuřiková, P., Petrtýl, M., & Kalous, L. (2016). *Cherax quadricarinatus* (von Martens) has invaded Indonesian territory west of the Wallace Line: Evidences from Java. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417, 39. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016026>
- Peay, S., Dunn, A. M., Kunin, W. E., McKimm, R., & Harrod, C. (2015). A method test of the use of electric shock treatment to control invasive signal crayfish in streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25, 874–880. <https://doi.org/10.1002/aqc.2541>
- Peay, S., Johnsen, S. I., Bean, C. W., Dunn, A. M., Sandodden, R., & Edsman, L. (2019). Biocide treatment of invasive signal crayfish: Successes, failures and lessons learned. *Diversity*, 11, 29. <https://doi.org/10.3390/d11030029>
- Phillips, S. J. (2005). A brief tutorial on Maxent. AT&T Research.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Putra, M. D., Bláha, M., Wardiatno, Y., Krisanti, M., Yonvitner, Jerikho, R., ... Patoka, J. (2018). *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and crayfish plague as new threats for biodiversity in Indonesia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28, 1434–1440. <https://doi.org/10.1002/aqc.2970>
- Schrimpf, A., Schmidt, T., & Schulz, R. (2014). Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions*, 9, 203–209. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.2.09>
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia*, 58, 78–93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>
- Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubiková-Balcarová, E., Kouba, A., Diéguez-Urbeondo, J., & Petrušek, A. (2014). Resistance to the crayfish plague pathogen, *Aphanomyces astaci*, in two freshwater shrimps. *Journal of Invertebrate Pathology*, 121, 97–104. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2014.07.004>
- Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubiková-Balcarová, E., & Petrušek, A. (2017). Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: A review. *Journal of Fish Diseases*, 40, 127–140. <https://doi.org/10.1111/jfd.12472>
- Svoboda, J., Strand, D. A., Vrástád, T., Grandjean, F., Edsman, L., Kozák, P., ... Petrušek, A. (2014). The crayfish plague pathogen can infect freshwater-inhabiting crabs. *Freshwater Biology*, 59, 918–929. <https://doi.org/10.1111/fwb.12315>
- Thoma, R., Fetzner, J. W., Stocker, G., & Loughman, Z. (2016). *Cambarus (Jugicambarus) adustus*, a new species of crayfish from northeastern Kentucky delimited from the *Cambarus (J.) aff. dubius* species complex. *Zootaxa*, 4162, 173–187. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4162.1.9>
- Turkmen, G., & Karadal, O. (2012). The survey of the imported freshwater decapod species via the ornamental aquarium trade in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 11, 2824–2827. <https://doi.org/10.3923/javaa.2012.2824.2827>
- Uderbayev, T., Patoka, J., Beisembayev, R., Petrtýl, M., Bláha, M., & Kouba, A. (2017). Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in the Republic of Kazakhstan, the leading country in Central Asia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 30. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017018>
- Unestam, T. (1975). Defence reactions in and susceptibility of Australian and New Guinean freshwater crayfish to European-crayfish-plague fungus. *Australian Journal of Experimental Biology and Medical Science*, 53, 349–359. <https://doi.org/10.1038/icb.1975.40>
- Vodovsky, N., Patoka, J., & Kouba, A. (2017). Ecosystem of Caspian Sea threatened by pet-traded non-indigenous crayfish. *Biological Invasions*, 7, 2207–2217. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1433-1>
- Weiperth, A., Gál, B., Kuřiková, P., Langrová, I., Kouba, A., & Patoka, J. (2019). Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology*, e171303.

**How to cite this article:** Yonvitner Y, Patoka J, Yuliana E, et al. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 2020;1–6. <https://doi.org/10.1002/aqc.3276>

## Two species of illegal South American sailfin catfish of the genus *Pterygoplichthys* well-established in Indonesia

Jiří Patoka<sup>1,\*</sup>, Muhammad Takdir<sup>2</sup>, Yonvitner<sup>3</sup>, Hilman Aryadi<sup>4</sup>, Rikho Jerikho<sup>5</sup>,  
Jusri Nilawati<sup>6</sup>, Fadly Yasin Tantu<sup>6</sup>, Lucie Bohatá<sup>1</sup>, Asti Aulia<sup>2</sup>, Mohammad Mukhlis Kamal<sup>7</sup>,  
Yusli Wardiatno<sup>5,7</sup> and Miloslav Petrtyl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00, Praha-Suchbát, Czech Republic

<sup>2</sup> Department of Fisheries, Faculty of Fisheries and Marine Sciences, University of Papua, Jalan Gunung Salju, 98314 Manokwari, Indonesia

<sup>3</sup> Department of Aquatic Resources Management, Faculty of Fisheries, Bogor Agricultural University and Centre for Disaster Studies (CERDAS-IPB), 16680 Bogor, Indonesia

<sup>4</sup> Program Studi Biologi, Faculty of Mathematics and Natural Science, Mataram University, Jalan Majapahit 62, 83115 Mataram, Indonesia

<sup>5</sup> Environmental Research Center, IPB University, Kampus IPB Dramaga, 16680 Bogor, Indonesia

<sup>6</sup> Department of Aquaculture, Faculty of Animal Husbandry and Fishery, Tadulako University, Jalan Soekarno-Hatta Km 9, Kampus UNTAD Tondo, 94118 Palu, Indonesia

<sup>7</sup> Department of Aquatic Resources Management, Faculty of Fisheries, IPB University, Kampus IPB Dramaga, 16680 Bogor, Indonesia

Received: 20 March 2020 / Accepted: 29 May 2020

**Abstract** – Sailfin catfish indigenous to South America are very popular ornamental fish, having previously been introduced to many regions outside their native range. Two species, namely *Pterygoplichthys disjunctivus* and *P. pardalis*, are illegal but widespread in Indonesia. They have formed self-sustaining populations, exploited for feeding of domestic animals and locally for human consumption. Also possible hybrids of the two mentioned species were recorded. The surveyed populations were considered established which perfectly fits with the climate matching analysis. Further monitoring and inspection of regions highlighted to be suitable for sailfin catfish is recommended.

**Keywords:** *Pterygoplichthys pardalis* / *Pterygoplichthys disjunctivus* / Loricariidae / biological invasion / climate matching / South-Eastern Asia / fish / aquarium trade

**Résumé** – Deux espèces de pléco sud-américains illégaux du genre *Pterygoplichthys* bien établies en Indonésie. Le pléco léopard voile, originaire d'Amérique du Sud, est un poisson d'ornement très populaire, ayant été introduit auparavant dans de nombreuses régions en dehors de son aire de répartition d'origine. Deux espèces, à savoir *P. disjunctivus* et *P. pardalis*, sont illégales mais très répandues en Indonésie. Elles ont formé des populations autonomes, exploitées pour l'alimentation des animaux domestiques et localement pour la consommation humaine. Des hybrides possibles des deux espèces mentionnées ont également été observés. Les populations étudiées ont été considérées comme établies, ce qui correspond parfaitement à l'analyse de la correspondance climatique. Il est recommandé de poursuivre la surveillance et l'inspection des régions jugées appropriées pour le pléco commun.

**Mots-clés :** *Pterygoplichthys pardalis* / *Pterygoplichthys disjunctivus* / Loricariidae / invasion biologique / adéquation climatique / Asie du Sud-Est / poisson / aquariophilie

\*Corresponding author: [patoka@af.czu.cz](mailto:patoka@af.czu.cz)

Non-native species are transported by humans both intra- and intercontinentally for various purposes and related biological invasions cause biodiversity loss at both local and global scales (Lodge, 1993; Hulme, 2015; Pelicice *et al.*, 2017; Vitule *et al.*, 2019). Despite the activity of decision-makers to mitigate risks of new introductions of identified high-risk species, the number of these events has a growing tendency and many regulations seem to be ineffective (Magalhães, 2015; Patoka *et al.*, 2018). Moreover, intentional introductions ignoring the risk assessments, or based on a lack of data, still exist (Kumschick *et al.*, 2016; Garcia *et al.*, 2018).

South American sailfin suckermouth catfish species from the family Loricariidae such as *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) and *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) have expanded their native ranges to tropical, subtropical, and warm-water regions intercontinentally (e.g. Wakida-Kusunoki *et al.*, 2007; Gibbs *et al.*, 2008; Golani and Snovsky, 2013; Muralidharan *et al.*, 2014; Samat *et al.*, 2016). The number of introduction events and reports of newly established populations, counting also hybrids of both species, has a rising trend in recent years (Bijukumar *et al.*, 2015; Orfinger and Goodding, 2018). Various biological and ecological characteristics such as parental care; large eggs that generate stronger juveniles to escape predators; nesting; extended spawning season; high fecundity; rapid growth; lifespan of more than five years; gulping air and extracting oxygen through the gut lining in low oxygen environments; armoured body; and ability to survive several hours of desiccation favour these catfish to be successful invaders (Hoover *et al.*, 2004; Orfinger and Goodding, 2018). Even if not during the early era of modern ornamental aquaculture (Novák *et al.*, 2020), currently, due to their characteristic attractive appearance, these fishes are very popular for ornamental fishkeeping (Maceda-Veiga *et al.*, 2013). While most of the non-native populations originated from aquarium releases or escapes from fish hatcheries, evidence of introduction for other purposes such as human consumption cannot be excluded (Page and Robins, 2006; Golani and Snovsky, 2013; Sumanasinghe and Amarasinghe, 2014).

Once a new population is established, these species are very difficult to eradicate (Hill and Sowards, 2015; Orfinger and Goodding, 2018). Various negative impacts on native biota and habitats in invaded ranges are known: outcompeting of native species by altering food web dynamics (Page and Robins, 2006), inhabiting similar trophic niches (Meena *et al.*, 2016), increases of turbidity, bank erosion and instability (Nico *et al.*, 2009a), and disturbance during the foraging of manatees (Nico *et al.*, 2009b).

Among socioeconomic negative impacts of sailfin catfish invasion, one can highlight damage to fishing gears by their spiny fins, dominance over the target exploited species in fish catches, and a subsequent decline in fishermen's livelihoods (Wakida-Kusunoki *et al.*, 2007; Hubilla *et al.*, 2008). Moreover, both mentioned species of sailfin catfish have been confirmed to serve as hosts for some parasites such as the dactylogyrid monogenean *Heteropriapulus heterotylus*, which can thus be introduced associated with the fish to new localities (Rodríguez-Santiago *et al.*, 2016).

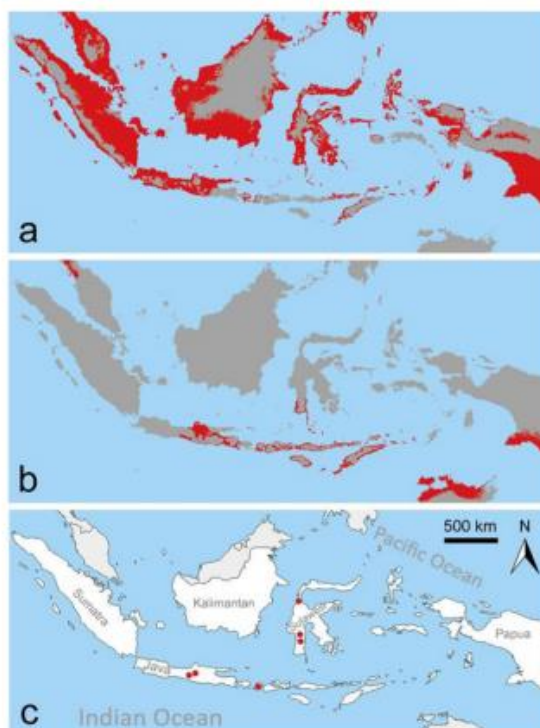
Previously, in Indonesia, *P. pardalis* was recorded in Java, Sulawesi and Sumatra, and *P. disjunctivus* in Java (Kottelat *et al.*, 1993; Page and Robins, 2006; Muchlisin, 2012) where

sailfin catfish are called *ikan sapu-sapu*. These fish are partly exploited by humans but, at least in the case of *P. pardalis*, the sailfin catfish are able to adapt to the heavy-metals-polluted environment and thus use of their flesh as local food products as exists in Java is hazardous (Ernawati, 2014). Usually, sailfin catfish have only been recorded in small quantities in these publications, but information from local people, on the other hand, suggests that the abundance is much higher in many sites. Therefore, we decided to update the information on sailfin catfish occurrence in Indonesia, with an evaluation of the establishment of these fish there in relation to climate matching models.

The sailfin catfish were sampled in selected localities in Java, Sulawesi and Lombok islands from 20 April to 21 September 2019, within the dry period. Fish were captured by angling in Java, with use of gill nets in Sulawesi (mesh size 3.5–4.5 cm), and with cast nets (4m in diameter, mesh size 1 cm). Captured fish were euthanized and preserved for later identification in formalin. All fish were sampled by researchers from Indonesian universities and local people were interviewed regarding the exploitation of sailfin catfish.

Sailfin catfish were identified using colouration patterning on the ventral part of the body: *P. pardalis* has ventral pigmentation patterns of uncoalesced, dark spots on a light background, whereas *P. disjunctivus* shows a vermiculate (worm-like) pattern (Page and Robins, 2006; Hossain *et al.*, 2018).

In Indonesia, import of both illegal *P. disjunctivus* and *P. pardalis* is banned by Regulation No. 41/PERMEN-KP/2014, updated as Law No. PERMENKP/41/2014 (Patoka *et al.*, 2018). Where non-native species have been introduced to a new locality, climate conditions together with other stressors affect the probability of becoming established and subsequently behaving as an invader (Hellmann *et al.*, 2008). To assess the suitability of Indonesia for illegal sailfin catfish establishment, climate matching was analysed based on temperature characteristics. This was modelled from a dataset of environmental layers and native occurrence records of *P. disjunctivus* and *P. pardalis* using the MaxEnt software (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent)) in order to determine the species environmental adaptability in Indonesia. Available GPS coordinates of their native occurrence (Orfinger and Goodding, 2018) were obtained from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <https://www.gbif.org>). Environmental layers were obtained from the WorldClim database (v.1.4; <http://www.worldclim.org>; Hijmans *et al.*, 2005) with a spatial resolution of 2.5 arcmins (~1 km<sup>2</sup>) and were assembled in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>) to ASCII format for use with the MaxEnt algorithm (Phillips, 2005). MaxEnt is a maximum entropy model well suited for species distribution mapping (Phillips *et al.*, 2006; Phillips and Dudík, 2008). The model describes a continuous probability surface of habitat suitability in the target area and is widely used for forecasting alien species distribution (Giovanelli *et al.*, 2008; Patoka *et al.*, 2019; Yonvitner *et al.*, 2020). The final set of bioclimatic predictors comprised: Annual Mean Temperature (BIO1), Mean Diurnal Range (BIO2), Isothermality (BIO3), Temperature Seasonality (BIO4), Maximum Temperature of Warmest Month (BIO5), Minimum Temperature of Coldest Month (BIO6), Temperature Annual Range (BIO7), Mean



**Fig. 1.** Map of Indonesia, showing environmental suitability for *Pterygoplichthys pardalis* (a) and *P. disjunctivus* (b) computed by the MaxEnt model. Suitability shown in red colour represents the high probability of establishment. The localities with recorded occurrence of at least one of the mentioned species and/or their possible hybrids are indicated by red dots (c).

Temperature of Warmest Quarter (BIO10), and Mean Temperature of Coldest Quarter (BIO11). As a cumulative output, a continuous map was generated and visualised in QGIS 3.8.2 Zanzibar.

MaxEnt calculated a threshold value for *P. disjunctivus* = 11.91 and for *P. pardalis* = 4.81. If the value of the climate match reached or exceeded these thresholds, this was interpreted as no evidence of climatic constraints to the survival of the species and was shown in red on the map (Fig. 1). The value for the area under the receiver operator curve (AUC) was 0.995 for *P. disjunctivus* and 0.992 for *P. pardalis*, which means there was a 99% probability for both species that a random selection from presence records had a model score greater than a random selection from the absence records (Ward, 2007). Climate matching analysis showed a high probability especially for *P. pardalis* to become established in Indonesia when introduced to new localities (Fig. 1a), while *P. disjunctivus* had a much lower potential (Fig. 1b).

The found populations fit perfectly with the predicted suitable areas. Illegal sailfin catfish populations including numerous adults and juveniles were found well-established in

the three Indonesian islands: Java, Lombok and Sulawesi (Fig. 1c, Tab. 1). In total, we captured 178 individuals of *P. pardalis* with an average body length of  $248.7 \text{ mm} \pm 75.4$  and average weight of  $143.2 \text{ g} \pm 140.0$ , and 111 individuals of *P. disjunctivus* with an average body length of  $245.9 \text{ mm} \pm 59.3$  and average weight of  $140.3 \text{ g} \pm 140.7$ . Also, 98 apparent hybrids were captured. The average body length of putative hybrids was  $220.1 \text{ mm} \pm 75.1$  and weight of  $158.2 \text{ g} \pm 153.1$ . The biggest individual of *P. pardalis* had a body length of 532.0 mm and weight of 996.8 g, compared to 470.0 mm and 950.0 g for the biggest individual of *P. disjunctivus* and 430.0 mm and 499.0 g for the biggest probable hybrid.

Captures of *P. pardalis* were made in all localities surveyed in Java and Sulawesi, and in seven localities in Lombok, while *P. disjunctivus* was captured at 11 localities, only in Lombok. Possible hybrids were captured in 10 localities just in Lombok (Tab. 1). Due to the differences in size in the found populations, characterizing juveniles and adults, and because all recorded populations were very abundant, we considered them as established and self-sustaining. No associated parasites or ectocommensals were recorded. Wu et al. (2011) suggested that a mixture of both mentioned species might help to increase their fitness during the invasion. Despite this assumption, we found apparent hybrids only in Lombok while the other populations in Java and Sulawesi seem to be well-established, and thus in good fitness, even if no hybrids were recorded there.

Based on the interviews, many local people catch fish including sailfin catfish in the dry season, with the use of cast nets and potassium toxins. The sailfin catfish are usually used as feed for ducks and chickens, but small quantities are exploited for human consumption. Even if we have no exact information about harvesting of sailfin catfish from the wild for the ornamental trade, this purpose cannot be excluded because Indonesia is one of the leading producers and exporters of ornamental aquatic creatures worldwide (Kalous et al., 2015; Patoka et al., 2015) and sailfin catfish are among popular aquarium fish species for these purposes.

Although previously mentioned mechanisms of introduction of illegal sailfin catfish in South Eastern Asia were releases from aquaria and escapes from aquaculture facilities (Page and Robins, 2006; Samat et al., 2016), we found one further pathway in Lombok: releasing of these fishes to mitigate another invasive pest, namely common water hyacinths (*Eichhornia crassipes*). Unfortunately, the sailfin catfish are bottom dwellers and water hyacinths are floating plants. Therefore, the purpose of the introduction was absolutely wrong and paradoxically caused the establishment of new invasive species in fresh waters in Lombok. Where both such species have been introduced by a combination of pathways or vectors, they can be defined as "polyvectoric" sensu Carlton and Ruiz (2005).

Although the import of both sailfin species is banned by Indonesian laws (Patoka et al., 2018), the ban seems to be absolutely ineffective (i.e., a 'dead letter'), as both species were found to be well-established in Indonesia. Moreover, further species of sailfin catfish are traded as ornamentals, especially *P. gibbiceps* (Wu et al., 2011), and therefore, introduction of this species into the Indonesian wild can be expected in the near future if it has not already happened.

**Table 1.** Recorded populations of *Pterygoplichthys disjunctivus* (Pd) *P. pardalis* (Pp) and mixture of both (H), island, locality name and GPS coordinates.

Species	Island	Locality	GPS coordinates
Pp	Java	Majasto Canal	7°42'15.732"S, 110°46'32.646"E
Pp	Java	Winongo River	7°45'16.6104"S, 110°21'27.594"E
Pd, Pp, H	Lombok	Ancar River	8°35'22.86"S, 116°4'37.10"E
Pd, Pp, H	Lombok	Babakan Rumak River	8°38'27.11"S, 116°7'39.34"E
Pd, H	Lombok	Batujai Dam	8°44'8.80"S, 116°15'26.65"E
Pd, Pp, H	Lombok	Enyet Sepaket River	8°35'23.4"S, 116°15'50.1"E
Pd, Pp	Lombok	Dodokan Gerung River	8°41'27.3"S, 116°06'35.1"E
H	Lombok	Golong Narnada River	8°35'35.4"S, 116°12'36"E
Pd, Pp, H	Lombok	Jangkak River	8°34'23.58"S, 116°4'41.70"E
Pp, H	Lombok	Kermit River	8°38'14.6"S, 116°25'24.2"E
Pd, H	Lombok	Loang Balok River	8°36'06.9"S, 116°04'32.7"E
Pd, Pp, H	Lombok	Meninting River	8°32'54.78"S, 116°6'39.51"E
Pd	Lombok	Pandan Duri Dam	8°41'15.77"S, 116°26'18.29"E
Pd, H	Lombok	Pengga Dam	8°45'30.07"S, 116°11'43.71"E
Pd	Lombok	Surabaya-Praya River	8°42'47.25"S, 116°17'7.27"E
Pp	Sulawesi	Biromaru	0°56'8.67"S, 119°54'6.41"E
Pp	Sulawesi	Buaya Lake	3°59'28.4"S, 120°00'48.2"E
Pp	Sulawesi	Dolo, Biromaru	0°53'0.95"S, 119°51'7.47"E

Since very limited attention has been focused on invasive fish species in general and the illegal sailfin catfish in particular by both general public and government in Indonesia (Muchlisin, 2012; Patoka et al., 2018), we recommend presenting these findings to all stakeholders dealing with the sustainable exploitation and conservation of the rich biota in this region. Given that invasive species are able to survive extreme conditions, it is quite easy for the mentioned sailfin catfish of tropical origin to occupy and establish populations in water bodies with similar conditions as in Indonesia. Based on the climate matching maps, we suggest the further monitoring of those regions highlighted as suitable for sailfin catfish, to update our current knowledge about the occurrence and distribution of these species in Indonesia. Also, strong inspection of aquarium stores, ornamental fish farms, and fish importers is recommended because these species are illegal. In some localities, sailfin catfish were observed gulping atmospheric oxygen above the water level in polluted streams and this behaviour should be used for detection of the sailfin catfish in the wild without mandatory capture.

**Acknowledgements.** This study was supported by the institutional support RVO: 60460709. Rikho Jerikho acknowledges the project "Ichthys-Alien Indonesia". The English was proofread by Julian D. Reynolds.

## References

Bijukumar A, Smrithy R, Sureshkumar U, George S. 2015. Invasion of South American suckermouth armoured catfishes *Pterygoplichthys* spp. (Loricariidae) in Kerala, India – a case study. *J Threat Taxa* 7: 6987–6995.  
 Carlton JT Ruiz G. 2005. Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks.

In: Mooney HA, ed. *Invasive Alien Species: a New Synthesis* SCOPE 63. Washington, D.C.: Island Press, pp. 36–58.  
 Ernawati Y. 2014. The analysis of the concentration of heavy metals cadmium, mercury and lead in the flesh of suckermouth catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in Ciliwung River, Indonesia. *Aquacult Aquar Conserv Legislat* 7: 33–42.  
 Garcia DAZ, Magalhães ALB, Vitule JRS, Casimiro ACR, Lima-Junior DP, Cunico AM, Brito MFG, Petrere-Junior M, Agostinho AA, Orsi ML. 2018. The same old mistakes in aquaculture: the newly-available striped catfish *Pangasianodon hypophthalmus* is on its way to putting Brazilian freshwater ecosystems at risk. *Biodivers Conserv* 27: 3545–3558.  
 Gibbs M, Shields J, Lock D, Talmadge K, Farrell T. 2008. Reproduction in an invasive exotic catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida, USA. *J Fish Biol* 73: 1562–1572.  
 Giovanelli JG, Haddad CF, Alexandrino J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol Invasions* 10: 585–590.  
 Golani D, Snovsky G. 2013. Occurrence of suckermouth armored catfish (Siluriformes, Loricariidae, *Pterygoplichthys*) in inland waters of Israel. *BiolInvas Rec* 2: 253–256.  
 Hellmann JJ, Byers JE, Bierwagen BG, Dukes JS. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conserv Biol* 22: 534–543.  
 Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25: 1965–1978.  
 Hill JE, Sowards J. 2015. Successful eradication of the non-native loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from the Rainbow River, Florida. *Manag Biol Invasion* 6: 311–317.  
 Hoover JJ, Killgore KJ, Cofrancesco AF. 2004. Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States? *Aquat Nuisance Spec Res Progr Bull* 4: 1–14.  
 Hossain MY, Vadas RL Jr, Ruiz-Carus R, Galib SM. 2018. Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Loricariidae) in

- Bangladesh: a critical review of its invasive threat to native and endemic aquatic species. *Fishes* 3: 14.
- Hubilla M, Kis F, Primavera J. 2008. Janitor fish *Pterygoplichthys disjunctivus* in the Agusan Marsh: a threat to freshwater biodiversity. *J Environ Sci Manag* 10: 10–23.
- Hulme PE. 2015. Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *J Appl Ecol* 52: 1418–1424.
- Kalous L, Patoka J, Kopecký O. 2015. European hub for invaders: risk assessment of freshwater ornamental fish exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyol Piscat* 45: 239–245.
- Kottelat M, Whitten A, Kartikasari S, Wirjoatmodjo S. 1993. Freshwater Fishes of Western Indonesia and Sulawesi, Hong Kong.
- Kumschick S, Devenish A, Kenis M, Rabitsch W, Richardson DM, Wilson JR. 2016. Intentionally introduced terrestrial invertebrates: patterns, risks, and options for management. *Biol Invasions* 18: 1077–1088.
- Lodge DM. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol Evol* 8: 133–137.
- Maceda-Veiga A, Escribano-Alacid J, de Sostoa A, García-Berthou E. 2013. The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biol Invasions* 15: 2707–2716.
- Magalhães ALB. 2015. Presence of prohibited fishes in the Brazilian aquarium trade: effectiveness of laws, management options and future prospects. *J Appl Ichthyol* 31: 170–172.
- Meena M, Sundaramanickam A, Kumar TTA. 2016. Occurrence of a *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991) population in Cauvery River System, Tamil Nadu, South India. *Int J Fish Aquacult* 8: 62–66.
- Muchlisin Z. 2012. First report on introduced freshwater fishes in the waters of Aceh, Indonesia. *Arch Polish Fish* 20: 129–135.
- Muralidharan M, Manikandan K, Gobi M. 2014. Extended distribution of the invasive Sucker catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) to Cauvery river system of Peninsular India. *Int J Aquat Biol* 3: 14–18.
- Nico L, Jelks H, Tuten T. 2009a. Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: description of nest borrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. *Aquat Nuisance Spec Res Progr Bull* 9: 1–30.
- Nico LG, Loftus WL, Reid JP. 2009b. Interactions between non-native armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) and native Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*) in artesian springs. *Aquat Inv* 4: 511–519.
- Novák J, Kalous L, Patoka J. 2020. Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Rev Aquacult* doi: 10.1111/raq.12421.
- Orfinger AB, Gooding DD. 2018. The global invasion of the suckermouth armored catfish genus *Pterygoplichthys* (siluriformes: loricariidae): Annotated list of species, distributional summary, and assessment of impacts. *Zool Stud* 57: 2057–2007.
- Page LM, Robins RH. 2006. Identification of sailfin catfishes (Teleostei: Loricariidae) in southeastern Asia. *Raffles B Zool* 54: 455–457.
- Patoka J, Bohatá L, Karella T, Marková J, Yuliana E, Yonvitner Y. 2019. Invasive potential of pet-traded pill-box crabs from genus *Limnopilos*. *Diversity* 11: 91.
- Patoka J, Kalous L, Kopecký O. 2015. Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. *Knowl Manag Aquat Ec* 416: 4.
- Patoka J, Magalhães ALB, Kouba A, Faulkes Z, Jerikho R, Vitule JRS. 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers Conserv* 27: 3037–3046.
- Pellicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JRS, Orsi ML, Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pompeu PS, Petrerer M Jr, Agostinho AA. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish Fish* 18: 1119–1133.
- Phillips SJ. 2005. A brief tutorial on Maxent. AT&T Research.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190: 231–259.
- Phillips SJ, Dudik M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- Rodríguez-Santiago MA, García-Prieto L, Mendoza-Garfias B, González-Solis D, Grano-Maldonado MI. 2016. Parasites of two coexisting invasive sailfin catfishes (Siluriformes: Loricariidae) in a tropical region of Mexico. *Neotrop Ichthyol* 14: e160021.
- Samat A, Yusoff FM, Arshad A, Ghaffar MA, Nor SM, Magalhães ALB, Das SK. 2016. Reproductive biology of the introduced sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in Peninsular Malaysia. *Indian J Fish* 63: 35–41.
- Sumanasinghe H, Amarasinghe U. 2014. Population dynamics of accidentally introduced Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes, Loricariidae) in Pologolla reservoir, Sri Lanka. *Sri Lanka J Aquat Sci* 18: 37–45.
- Vitule JRS, Occhi TVT, Kang B, Matsuzaki SI, Bezerra LA, Daga VS, Faria L, Frehse FA, Walter F, Padiá AA. 2019. Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodivers Conserv* 28: 3037–3043.
- Wakida-Kusunoki AT, Ruiz-Carus R, Amador-del-Angel E. 2007. Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *Southwest Nat* 52: 141–145.
- Ward DF. 2007. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biol Invas* 9: 723–735.
- Wu L-W, Liu C-C, Lin S-M. 2011. Identification of exotic sailfin catfish species (*Pterygoplichthys*, Loricariidae) in Taiwan based on morphology and mtDNA sequences. *Zool Stud* 50: 235–246.
- Yonvitner Y, Patoka J, Yuliana E, Bohatá L, Tricarico E, Karella T, Kouba A, Reynolds JD. 2020. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquat Conserv* 30: 219–224.

**Cite this article as:** Patoka J, Takhir M, Yonvitner, Aryadi H, Jerikho R, Nilawati J, Tantu FY, Bohatá L, Aulia A, Kamal MM, Wardiatno Y, Petrtyl M. 2020. Two species of illegal South American sailfin catfish of the genus *Pterygoplichthys* well-established in Indonesia. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 421, 28.

## Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimidae): endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia

Jana Marková<sup>1</sup>, Rikho Jerikho<sup>2</sup>, Yusli Wardiatno<sup>2,3</sup>, Mohammad Mukhlis Kamal<sup>3</sup>,  
André Lincoln Barosso Magalhães<sup>4</sup>, Lucie Bohatá<sup>1</sup>, Lukáš Kalous<sup>1</sup> and Jiří Patoka<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha – Suchbátka 16500, Czech Republic

<sup>2</sup> Environmental Research Center, IPB University, Kampus IPB Dramaga, Bogor 16680, Indonesia

<sup>3</sup> Department of Aquatic Resources Management, Faculty of Fisheries and Marine Sciences, Bogor Agricultural University, Bogor 16680, Indonesia

<sup>4</sup> Rua Professor Arduíno Bolívar, 80, Belo Horizonte, Minas Gerais 30350-140, Brazil

Received: 23 September 2020 / Accepted: 24 November 2020

**Abstract** – Ornamental aquaculture is known to be one of the main sources of non-native species and Indonesia has been identified as one of the leading suppliers of these organisms worldwide. Released or escaped ornamental aquatic animals can establish new populations and become invasive. On the other hand, some invasive species can be also endangered in their native range, which is called the “Biodiversity Conservation Paradox”. This is true for *Arapaima gigas*, one of the popular ornamental creatures and the largest bony fish of all, which is threatened in its native range in parts of Amazonia and which has been found to occur in various localities in Java and Sumatra in Indonesia. Based on climate matching we found the vast majority of Indonesian territory to be suitable for this species establishment. Keeping in mind the size and predatory behaviour of *A. gigas*, we discussed possible consequences of its spread and impacts on native biota in Indonesia.

**Keywords:** Biological invasion / Osteoglossiformes / Ornamental species / Asia / Climate matching

**Résumé** – **Paradoxe de conservation de l’arapaima géant *Arapaima gigas* (Schinz 1822) (Poisson: Arapaimidae): en danger dans son aire de répartition naturelle au Brésil et envahissant en Indonésie.** L’aquaculture ornementale est connue pour être l’une des principales sources d’espèces non indigènes et l’Indonésie a été identifiée comme l’un des principaux fournisseurs de ces organismes dans le monde. Les animaux aquatiques ornementaux relâchés ou échappés peuvent établir de nouvelles populations et devenir envahissants. D’autre part, certaines espèces envahissantes peuvent également être menacées dans leur aire de répartition d’origine, ce que l’on appelle le “paradoxe de la conservation de la biodiversité”. C’est le cas de *Arapaima gigas*, une des créatures ornementales les plus populaires et le plus grand poisson osseux de tous, qui est menacé dans son aire de répartition naturelle dans certaines parties de l’Amazonie et dont la présence a été constatée dans diverses localités de Java et de Sumatra en Indonésie. En se basant sur la correspondance climatique, nous avons constaté que la grande majorité du territoire indonésien est propice à l’établissement de cette espèce. En gardant à l’esprit la taille et le comportement prédateur d’*A. gigas*, nous avons discuté des conséquences possibles de sa propagation et de ses impacts sur la biote indigène en Indonésie.

**Mots-clés :** Invasion biologique / Ostéoglossiformes / Espèces ornementales / Asie / correspondance climatique

\*Corresponding author: [patoka@af.czu.cz](mailto:patoka@af.czu.cz)



## 1 Introduction

Human activities are partly responsible for a decline in global biodiversity (Ilheu *et al.*, 2014). In order to mitigate devastating consequences, the importance of nature conservation is highlighted (Cristescu and Boyce, 2013; Azevedo-Santos *et al.*, 2017). Even if it is not a panacea, critically endangered species should be protected if we would like to give them a chance to survive (Ceballos *et al.*, 2015). However, as many have pointed out, there is also the other side of the coin in the case of some endangered species becoming invasive and spreading outside of their native range with various negative environmental and socio-economic impacts (Lees and Bell, 2008; Garzón-Machado *et al.*, 2012; Bellard *et al.*, 2016; Marchetti and Engstrom, 2016).

Endangered species are not usually invaders. But once in a while, certain species become both endangered within its native range and at the same time establish non-native populations in a new location, where they spread and behave as invaders. This phenomenon is generally called the “Biodiversity Conservation Paradox” (Vellend, 2017). For instance, the large omnivorous wattle-necked soft-shelled turtle (*Pala steindachneri*) is endangered in China and Vietnam but also has invasive populations in Hawaii (Ernst and Lovich, 2009), the Republic of Mauritius and the Sacramento River in California (Radford, 2011). European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), the protected keystone species in Iberia, has a well-documented destructive influence in Australia (Lees and Bell, 2008). Another invader in Australia is banteng, also known as tembadau (*Bos javanicus*), a species of wild cattle, which is endangered in Bali and Java (Bradshaw *et al.*, 2006). One can mention also the invasions of aoudad (*Ammotragus lervia*) and mouflon (*Ovis orientalis*) in the Canary Islands, while both species are endangered in their native ranges (Garzón-Machado *et al.*, 2012). Also, some species potentially endangered in the native range and more or less invasive in regions where introduced are known: for example, narrow-clawed crayfish (*Pontastacus leptodactylus*) native to East Europe and introduced to many other European regions (Kouba *et al.*, 2014).

Although the expected solution to invasive species is eradication – as most methods of conservation recommends (*sensu* Lockwood *et al.*, 2013 and citations therein; Schofield *et al.*, 2019) –, this approach is not universally advised (Casazza *et al.*, 2016). In many cases, the newly introduced species can damage the penetrated ecosystem (Schofield *et al.*, 2019). But in some other instances, the invasive species can help to protect some endangered species and its eradication could harm the already damaged species even more, as in the case of the invasive grass *Spartina* spp. in California where these plants have created new nesting habitat for an endangered bird, Ridgway’s rail (*Rallus obsoletus*) (Lampert *et al.*, 2014). In these situations, and in relation to the Biodiversity Conservation Paradox, the eradication is at least disputable and the best solution must be thoroughly discussed by experts in the field (Marchetti and Engstrom, 2016).

One of the most important pathways for introduction of non-native species is the international pet trade (Early *et al.*, 2016; Novák *et al.*, 2020; Patoka *et al.*, 2020a,b). Freshwater animals exploited for ornamental purposes sometimes escape or are both intentionally or accidentally released from aquaria

or garden ponds (Padilla and Williams, 2004; Kalous *et al.*, 2015; Patoka *et al.*, 2017; Magalhães *et al.*, 2017b; Schofield *et al.*, 2019). One can find various examples of pet traded aquatic animals behaving as invaders such as: lionfish (*Pterois volitans*) in the Atlantic Ocean (Green *et al.*, 2012) and Mediterranean Sea (Kletou *et al.*, 2016); guppy (*Poecilia reticulata*) and swordtail (*Xiphophorus helleri*) in Australia and Brazil respectively (Maddern *et al.*, 2011; Magalhães and Jacobi, 2017); red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) which is now present in all continents except Antarctica (Lever, 2003; Ramsay *et al.*, 2007; Ernst and Lovich, 2009; Héritier *et al.*, 2017); marbled crayfish (*Procambarus virginialis*) in European freshwaters (Löykkös *et al.*, 2016; Párvolescu *et al.*, 2017; Hossain *et al.*, 2018); and the cichlid fishes bay snook (*Petenia splendida*) and blue mbuna (*Labeotropheus fuelleborni*) in USA (Schofield *et al.*, 2019). Introduced species can cause decline or extinction of native biota by predation, resource competition, habitat alteration (Pimentel, 2014; Forneck *et al.*, 2016), and also by introducing new pathogens (Gozlan *et al.*, 2009; Putra *et al.*, 2018).

In some regions, the consequences of non-native species introductions to the wild are overlooked or ignored also at the policy level (Liang *et al.*, 2006; Marchetti and Engstrom, 2016; Patoka *et al.*, 2020a,b). Even if the pet trade in selected aquatic species is regulated by both national and international legislation in certain regions, their effectiveness is at least questionable in some cases because hobbyists often do not know reasons why stocking and keeping of mentioned species is prohibited and are not aware of risks of biological invasions (Magalhães, 2015; Patoka *et al.*, 2018a). Also, the release of unwanted pets because they require more food, overpopulate, or outgrow the tank, are not so attractive in colouration in adult stage, or become very aggressive is a relatively common practice among hobbyist generally (Duggan *et al.*, 2006; Magalhães *et al.*, 2017b).

Among the leading producers and exporters of freshwater animals for ornamental purposes is Indonesia (Wood, 2001; Patoka *et al.*, 2015). The tropical climate in this country is favourable for keeping of ornamental fish and other aquatic species in outdoor reservoirs or natural lakes and the culture of non-native species is not regulated within the country (Patoka *et al.*, 2018a). Moreover, one of six main religions in Indonesia is Buddhism, where a ceremony known as “fang sheng” (a ritual of releasing living creatures) refers to the practice of purchasing animals, particularly birds or fish, to subsequently release them to the wild to demonstrate Buddhist pity and to gather merits for a favourable judgement in the afterlife (Shiu and Stokes, 2008). The non-native animals escaped or released as unwanted pets or via the “fang sheng” rite, usually starve or are preyed on and die quickly, or, if they are able to survive, become feral pests that could threaten the native biota as invaders.

Thus, various non-native freshwater species have been recorded in Indonesia: for example the crayfish *Cherax quadricarinatus* (Patoka *et al.*, 2018b) and *Procambarus clarkii* (Putra *et al.*, 2018), molluscs *Pomacea canaliculata* and *P. insularum* (Marwoto and Nur, 2011), *Sinanodonta woodiana* (Bolotov *et al.*, 2016), and fishes such as guppy (*P. reticulata*) (Knight, 2010), alligator gar (*Atractosteus spatula*) (Muhlisin, 2012), Amazon sailfin catfish (*Pterygoplichthys disjunctivus* and *P. pardalis*) (Muhlisin *et al.*, 2015;

Patoka *et al.*, 2020a,b) and red-eared slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) (Ramsay *et al.*, 2007).

The carnivorous fish *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Osteoglossiformes: Arapaimidae) is also called “pirarucu” in Brazil and Colombia or “paiche” in Peru, Ecuador, Venezuela and Bolivia, or simply giant arapaima. It has a native range in Central South America and it is the largest freshwater scaled fish in the world, growing up to 3 m (9.8 ft) in body length and 200 kg in weight over the course of its lifespan (Castello and Stewart, 2010). In the genus *Arapaima*, there are four species distinguished (Stewart, 2013) although molecular studies (Hrbek *et al.*, 2005; Araripe *et al.*, 2013) are contrasting with this statement, suggesting structured populations. The most probably only *A. gigas* is pet-traded (Nijman, 2010). This charismatic “ancient” creature that belongs to a primitive group of carnivorous bony-tongued fishes is an ideal candidate for ornamental fishkeeping especially in smaller sizes (*i.e.*, juveniles and subadults). It is pet-traded in Europe, North America, South America and also in Asia (Mueller and Green, 2005; Magalhães *et al.*, 2017b), although protected by the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES, Appendix II) (Nijman, 2010).

*Arapaima gigas* is threatened by overfishing for human consumption in its native range in Brazil, mainly due to its obligatory air-breathing behaviour (Hrbek *et al.*, 2007). Since it gulps atmospheric oxygen above the water surface every 5–15 min, it is a very easy target for harpoon-specialist fishermen (Castello, 2004; Hrbek *et al.*, 2007). The commercial fishing of giant arapaima has been limited to a sustainable level from 2001, but illegal capture still exists and about 77% of the harvest is unlawful (Hrbek *et al.*, 2007). To reduce pressure on wild populations, *A. gigas* is also produced in aquaculture in Brazil (Imbiriba, 2001; de Oliveira *et al.*, 2012). This production is increasing in recent years (Lima Junior *et al.*, 2018; Nobile *et al.*, 2019). On the other hand, young *Arapaima* individuals can be collected from the wild in Brazil, kept in captivity and subsequently exported abroad as captive-bred fish, which has been routinely done by traders (Castello and Stewart, 2010).

Despite its relatively high abundance in the past, *A. gigas* became extinct in the surroundings of big Amazonian cities after 1970s (Goulding, 1980). In this regard, it was added to The IUCN Red List of Threatened Species (Baillie and Groombridge, 1996) and classified as “Data Deficient”, because detailed data about its distribution and abundance are lacking. There are community-based initiatives protecting suitable waterbodies to allow *A. gigas* naturally reproduce and form sustainable populations within its native range (Castello, 2004). Unfortunately, decreasing abundance has led to a very low degree of polymorphism which represents one of the major problems for future conservation management (Torati *et al.*, 2019).

Out of its native range, *A. gigas* is known to behave as an invasive species in parts of Brazil (Fontenele, 1955; Ferreira, 2013; Ramos *et al.*, 2014; Casimiro *et al.*, 2018; da Costa Doria *et al.*, 2020), south-eastern Peru and north-western Bolivia where it was introduced for control of undesirable species such as piranhas (*Pygocentrus* spp., *Serrasalmus* spp.) and from intentional releases or aquaculture purposes (Miranda-Chumacero *et al.*, 2012; Van Damme *et al.*, 2015). At least in Bolivia, it has probably caused a reduction of native

ichthyofauna including species of high commercial value such as small characids (Van Damme *et al.*, 2015).

As mentioned above, once established in culture, *A. gigas* has been also exported for human consumption and as an ornamental species, from Brazil, Colombia and Peru (Mueller and Green, 2005) or from countries outside South America, such as Cambodia, India, Indonesia, and Thailand (Vidthayanon, 2005), even if this is somewhere illegal as in India (Kumar *et al.*, 2019). Authorities in the importing countries are aware about the potential invasive behaviour of large non-native predatory fish species but the restrictions are ineffective in many cases, turning laws into “dead letters”, that is, existing but unenforced laws (Patoka *et al.*, 2018a). For example, although the Indonesian Ministry of Agriculture established the law No. 179/Kpts/UM/3/1982, updated as the law No. PERMENK/41/2014, to ban the import of certain fish species including *A. gigas* to the country, this species is widely traded as ornamental animal there (Patoka, 2018). Moreover, the continuous illegal import to Indonesia cannot be excluded (Priono and Satyani, 2010) and general knowledge about its potential escapes or release of this species in the wild is poor. Just one record from Indonesian territory was published (Fadjar *et al.*, 2019). Unfortunately, the finding was described without detailed evidence and should be perceived as somewhat uncertain.

For this reason, we decided: (i) to survey selected localities in Indonesia; (ii) to ascertain the probability that this fish occurs and survives within Indonesian waterbodies by climate matching; and (iii) to discuss the conservation paradox implications, with recommendations on how to manage the situation.

## 2 Material and methods

### 2.1 Data collection

Records of *A. gigas* in Indonesian freshwaters were gathered from June 2011 to July 2018. The inventory of its occurrences in Indonesian waterbodies was done through desk study in several local online news media and social media (Facebook®, [www.facebook.com](http://www.facebook.com)). Online findings that indicated the occurrence of the species were confirmed through photographic evidence, personal interviews with local residents and fishermen and, if possible, also by direct observations. In direct observations, body parts of captured *Arapaima* that were still possible to be analysed genetically were preserved in 96% alcohol. All activities were conducted with respect to Indonesian laws and ethical rules and guaranteed by Indonesian academic staff.

### 2.2 Species determination

For morphological analysis, a comparison of shape of the dorsalmost lateralis sensory cavity on the preopercle as described by Stewart (2013) was used. The species identification was verified by genetic analysis using polymerase chain reaction (PCR). DNA was isolated from tissue of the voucher individual and the region of the *cox1* gene from mitochondrial DNA was amplified in PCR reaction using primers FishF1 and FishR2 and PCR protocol according to Ward *et al.* (2005).

The PCR products were visualized and sequenced at SEQme s.r.o. in the Czech Republic (<https://www.seqme.eu/cs/>). Chromatograms were assembled and checked for potential errors. Edited sequences were aligned using Clustal W, using BioEdit software package (Hall, 1999). The sequence was uploaded to GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>). The Basic Local Alignment Search Tool (BLAST) was employed to find similarities in sequences in GenBank. The result is obtained in the form of a ranked list based on a normalized percent identity score, followed by individual sequence alignments (Madden, 2013).

### 2.3 Climate matching

In line with previous studies focused on environmental suitability of Indonesian territory for certain invasive species (Yonvitner et al., 2020), climate matching based on temperature characteristics was modelled from a dataset of environmental layers and the native range of *Arapaima gigas* using MaxEnt program (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent)) in order to test its environmental suitability. MaxEnt is a maximum entropy model well-suited for species distribution mapping (Phillips et al., 2006; Phillips and Dudík, 2008) and is widely used for predicting of spreading non-native species (Ward, 2007; Wang et al., 2010; Yonvitner et al., 2020). Available GPS coordinates of the native range were obtained from published records of studied species (Hrbek et al., 2007; Torati et al., 2019) and native occurrence records from the international biodiversity database GBIF (<https://www.gbif.org>). Environmental layers of historical climate data were obtained from the WorldClim database in the spatial resolution of 2.5 arcmin (~1 km<sup>2</sup>) and environmental layers of future climate data (CSIRO A1B) were obtained from the CliMond database (v.1.2, <https://www.climond.org/>, (Kriticos et al., 2012) at a spatial resolution of 10 arcmin (~1 km<sup>2</sup>). Both datasets were assembled in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>) to ASCII format for use with the MaxEnt algorithm (Phillips, 2005). The final set of bioclimatic predictors comprised (°C): Annual Mean Temperature (BIO1), Mean Diurnal Range (BIO2), Isothermality (BIO3), Temperature Seasonality (BIO4), Max Temperature of Warmest Month (BIO5), Min Temperature of Coldest Month (BIO6), Temperature Annual Range (BIO7), Mean Temperature of Warmest Quarter (BIO10), Mean Temperature of Coldest Quarter (BIO11). The model described a continuous probability surface of habitat suitability in the target area. As the cumulative output, a continuous map was generated and visualised in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>). If the value of the climate match reached or exceeded the specific threshold value, this was interpreted as no evidence for climatic constraints to the survival of the species and it is shown in the red coloured area on the map.

### 3 Results

Based on personal investigation in the field, there are some local giant arapaima keepers who intentionally release the fishes into the wild in Indonesia (e.g., see the following link in Indonesian language: <https://news.detik.com/video/180626091/video-pelepasan-ikan-arapaima-di-sungai-brantas>). In total, 27

individuals of giant arapaima were recorded in Indonesian freshwaters. Two of them were found in Sumatra and the others in Java (Fig. 1b). Recorded fish inhabited rivers, dams, natural pools beside rivers and dams, and artificial waterways recorded as canals (Tab. 1). All recorded individuals were adults with body length typically >100 cm. Some individuals of *A. gigas* were found dead in shallow waters, some were captured with use of spearfishing, angling or electrofishing. The captured fish were mostly consumed by local fishermen and their families or cut up and sold for human consumption (Fig. 2c and 2d).

The voucher specimen was a female with a total body length of 179 cm (Fig. 3) and mature eggs (i.e., vitellogenic oocytes) were found inside in its body cavity (Fig. 2a). Remains of unidentified *Clarias* catfish were found in its digestive tract (Fig. 2b). Based on both morphological and genetic analyses, the fish was identified as *Arapaima gigas*. The sequence of the voucher specimen is available in GenBank under Accession Number MT542128. The result obtained from BLAST showed 99.69% identity (100% Query Cover) with the reference sequence GenBank Accession number EF523611 (Hrbek and Farias, 2008). The voucher specimen is deposited in the Bogor Zoology Museum, Indonesia.

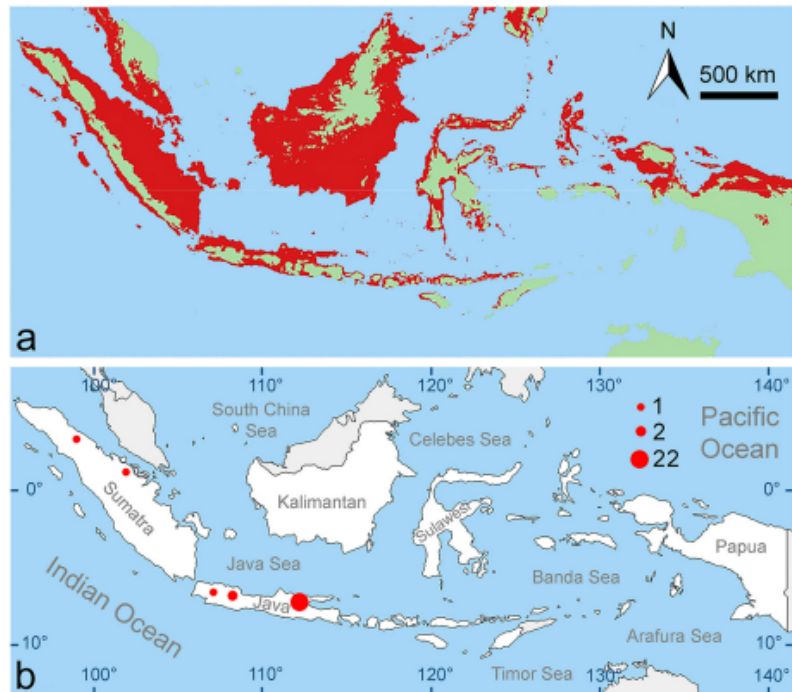
MaxEnt calculated the threshold value of 11.25 and the model had an average training AUC value (area under the receiver-operator curve) of 0.99 suggesting a high predictability of the model (Ward, 2007; Elith et al., 2011). Based on climate matching, the probability of *A. gigas* to survive in vast areas of Indonesian territory is relatively high even if certain regions seem to be not so suitable and are shown as green areas on the map (Fig. 1a).

### 4 Discussion

*Arapaima gigas* is one of many species of ornamental fish pet-traded in Indonesia and we found adult individuals being released or escaping to freshwaters in Java and Sumatra. The species was first imported in 2005 (Sinovas et al., 2017) and more introduction events have been carried out in following years. Whether or not established, such a large and long-lived predator, as *A. gigas*, can be a serious threat to the rich native and partly endemic Indonesian fauna (Hutomo and Moosa, 2005). Endemic fish such as species from the genus *Clarias* can be at risk as suggested by food remains found in the digestive tract of the voucher specimen.

The growth rate of young *A. gigas* is rapid, up to a body length of 80 cm and weight of 4–5 kg in its first year of life (Val and Almeida-Val, 2012). The generation period is relatively slow, because *A. gigas* reaches sexual maturity in 4–5 years with a body length of 150–170 cm and weight of 40–45 kg (Arantes et al., 2010). It is obvious that all the recorded individuals presented in this study were adults. In some cases, *A. gigas* was recorded as a single or two individuals in localities in Sumatra and western part of Java, but in the vicinity of Surabaya, the capital city of the Indonesian province of East Java and the second-largest city in the country, in total 22 individuals were recorded.

*Arapaima gigas* is socially monogamous, forming pairs, providing partitioned parental care including building a nest as a hole in the substrate which the fish digs with its mouth; it has been speculated that the nests are built in shallow waters



**Fig. 1.** Map of Indonesia: (a) showing environmental suitability for *Arapaima gigas* by the MaxEnt model whereas red colour represents a high probability of establishment; (b) records of *A. gigas* in Indonesia given by red dots (size corresponds to the number of individuals recorded).

(depth ca. 1 m) in slower flowing streams and preferably in lentic lake water (Queiroz, 2000). Males stay with the brood and guard offspring while females leave and can even mate again in the same season (Castello, 2008). Both males and females have a secretory gland-like organ on the surface of their heads. This is mostly used for communication with offspring (Lüling, 1964) and it is more active in males who provides the greater part of parental care. The secretion from the glands also partially serves as a source of nutrition for fry (Du et al., 2019). Some authors suggested that at a certain stage in the development of fry, the males become mouthbrooders (Mendoza et al., 2015). No nesting activity or fry and juveniles were found in Indonesian wild but, since eggs were found in the adult female, successful reproduction and subsequent establishment cannot be excluded. The records of *A. gigas* from the wild fit with the output from climate matching.

Not only the biodiversity is at risk. Also, direct socio-economic losses would be related with potential invasions of *A. gigas* because there are plenty of local fishermen in the regions where most specimens were found (the Mojokerto, Surabaya and Sidoarjo Districts in Java). Similarly as in Bolivia and Brazil, these people would be negatively affected by a potential decline of abundance and diversity of the native ichthyofauna caused by big predatory non-native fish such as *A. gigas* (Hadiaty, 2017). Moreover, many local Indonesian fishermen are afraid to go fishing in waters where arapaima occurs and say that their gill nets were damaged by this huge predatory fish (Jerikho, personal observation). On the other

hand, one can speculate that some fishermen and local communities will adopt *A. gigas* for fishing and exploitation and hence, after some time this fish will be under heavy anthropogenic pressure, as it is in some places in Brazil.

On the other hand, abundance of native populations of *A. gigas* in Amazonia is declining rapidly and despite some conservation activities in Brazil, its future is at least uncertain (Parker, 2002). Thus, it is possible that this species could be eradicated out of its native range and should be very carefully considered because this fulfils the definition of the conservation paradox. In general, with regards to the conservation of endangered species, non-native populations can provide possibilities of how to help to save the species from extinction and bring some new insights into its biology and ecology (Marchetti and Engstrom, 2016). On the other hand, it is not acceptable to prefer saving of one species ex-situ and protect it at the expense of many others (in the case of the present study, the native/endemic ichthyofauna and other biota) which could become extinct due to this approach.

Using the Fish Invasiveness Screening Test (FIST), Magalhães et al. (2017a) indicated that *A. gigas* is a high-risk species in terms of biological invasions via aquarium dumping in Brazil. A possible solution could be a modification of legislative regulations focused on the pet trade. Caution is recommended in this regard (Patoka et al., 2018a) because new regulations can be easily misunderstood by fish keepers and traders who could consequently release them to the wild (i.e., aquarium dumping) to protect themselves from potential

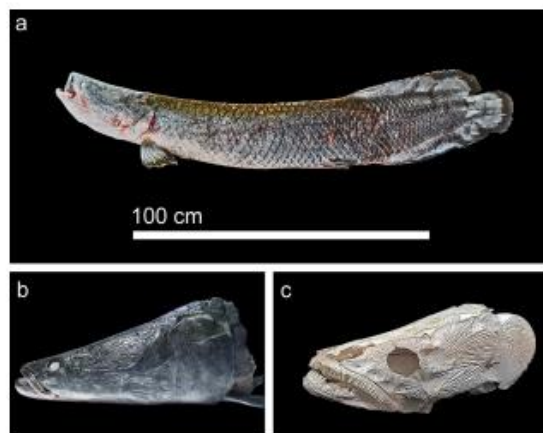
**Table 1.** Records of *Arapaima gigas* in Indonesian waterbodies (one individual per line): date of sampling; locality name; GPS coordinates; habitat type; and name of the island.

Chronological date (Day/Month/Year)	Locality	GPS	Habitat type	Island
12 June 2011	Sibulang-Bulang River system	3.000815, 99.069402	Main river	Sumatra
6 February 2013	Cimanuk River system	-7.200165, 107.912092	Main river	Java
11 February 2013	Cimanuk River system	-7.191806, 107.908626	Main river	Java
29 November 2015	Ciliwung River system	-6.562191, 106.808561	Main river	Java
25 June 2018	Brantas-Porong Canal, Brantas River system	-7.441224, 112.467130	Canal	Java
25 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.445367, 112.465976	Reservoir formed by main river	Java
25 June 2018	Lengkong Dam, Brantas River system	-7.464888, 112.508113	Reservoir formed by canal	Java
26 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.451689, 112.478545	Reservoir formed by main river	Java
26 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.445355, 112.467819	Reservoir formed by main river	Java
26 June 2018	Brantas-Porong Canal, Brantas River system	-7.448562, 112.473840	Canal	Java
26 June 2018	Brantas-Porong Canal, Brantas River system	-7.448807, 112.474870	Canal	Java
26 June 2018	Nggayu Dam, Brantas River system	-7.469012, 112.531334	Reservoir formed by canal	Java
27 June 2018	Sinoman Canal, Brantas River system	-7.480021, 112.426740	Canal	Java
27 June 2018	Pulosari Dam, Brantas River system	-7.471361, 112.541310	Reservoir formed by canal	Java
27 June 2018	Jambon Dam, Brantas River system	-7.475034, 112.560827	Reservoir formed by canal	Java
27 June 2018	Nggesik Dam, Brantas River system	-7.480029, 112.575074	Reservoir formed by canal	Java
27 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.445367, 112.465976	Reservoir formed by main river	Java
27 June 2018	Brantas-Porong Canal, Brantas River system	-7.449033, 112.476024	Canal	Java
28 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.445332, 112.465860	Reservoir formed by main river	Java
28 June 2018	Rolak Songo Dam, Brantas River system	-7.445367, 112.465976	Reservoir formed by main river	Java
30 June 2018*	Songgat Canal, Brantas River system	-7.440410, 112.492855	Canal	Java
2 July 2018	Sinoman Canal, Brantas River system	-7.477273, 112.427777	Canal	Java
3 July 2018	Gunungsari-Singgasana Dam, Brantas River system	-7.308585, 112.717620	Reservoir formed by canal	Java
3 July 2018	Gunungsari-Singgasana Dam, Brantas River system	-7.307748, 112.718875	Reservoir formed by canal	Java
8 July 2018	Bangsri Canal, Brantas River system	-7.389534, 112.662527	Canal	Java
8 July 2018	Bangsri Canal, Brantas River system	-7.390213, 112.661647	Canal	Java
25 July 2018	Siak River system	0.7853614, 101.7454660	Main river	Sumatra

\* The voucher specimen is indicated by an asterisk.



**Fig. 2.** Details about voucher *Arapaima gigas*: (a) ovary full of mature eggs (*i.e.*, vitellogenic oocytes); (b) remain of unidentified *Clarias* catfish found inside in the digestive tract of the voucher specimen; (c, d) the meat cut up and subsequently consumed by local fishermen and their families.



**Fig. 3.** Voucher specimen of *Arapaima gigas* captured in Indonesia: (a) adult female; (b) head in detail; (c) dissected skull.

sanctions. Simply, poorly prepared regulations would worsen the situation dramatically. Therefore, an intensive educational campaign is crucial before any further steps. The key is understanding the full impact of the introduced species on the ecosystem it is invading. Therefore, detailed monitoring focused especially on the feeding and reproductive ecology of *A. gigas* introduced in Indonesia is strongly recommended to understand its real impact on native biota and local fisheries.

**Acknowledgements.** Rikho Jerikho acknowledges the project "Ichthys-Alien Indonesia". This study was supported by the institutional support RVO: 60460709 (Czech University of

Life Sciences Prague). English was proofread by Julian D. Reynolds.

## References

- Arantes CC, Castello L, Stewart DJ, Cetra M, Queiroz HL. 2010. Population density, growth and reproduction of arapaima in an Amazonian river-floodplain. *Ecol Freshw Fish* 19: 455–465.
- Araripe J, do Rêgo PS, Queiroz H, Sampaio I, Schneider H. 2013. Dispersal capacity and genetic structure of *Arapaima gigas* on different geographic scales using microsatellite markers. *PLoS One* 8: e54470.
- Azevedo-Santos VM, Fearnside PM, Oliveira CS, Padiá AA, Pelicice FM, Lima DP, Simberloff D, Lovejoy TE, Magalhães AL, Orsi ML. 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers Conserv* 26: 1745–1752.
- Baillie J, Groombridge B. 1996. IUCN red list of threatened animals. The IUCN Species Survival Commission.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biol Lett* 12: 20150623.
- Bolotov IN, Bepalaya YV, Gofarov MY, Kondakov AV, Konopleva ES, Vikhrev IV. 2016. Spreading of the Chinese pond mussel, *Sinanodonta woodiana*, across Wallacea: one or more lineages invade tropical islands and Europe. *Biochem Syst Ecol* 67: 58–64.
- Bradshaw CJ, Isagi Y, Kaneko S, Bowman DM, Brook BW. 2006. Conservation value of non-native banteng in northern Australia. *Conserv Biol* 20: 1306–1311.
- Casazza ML, Overton CT, Bui T-VD, Hull JM, Albertson JD, Bloom VK, Bobzien S, McBroome J, Latta M, Olofson P. 2016. Endangered species management and ecosystem restoration: finding the common ground. *Ecol Soc* 21: 19.
- Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho AA, Almeida FSd, Orsi ML. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia* 35: e14638.
- Castello L. 2004. A method to count pirarucu *Arapaima gigas*: fishers, assessment, and management. *N Am J Fish Manage* 24: 379–389.
- Castello L, Stewart DJ. 2010. Assessing CITES non-detriment findings procedures for *Arapaima* in Brazil. *J Appl Ichthyol* 26: 49–56.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci Adv* 1: e1400253.
- Cristescu B, Boyce MS. 2013. Focusing ecological research for conservation. *Ambio* 42: 805–815.
- da Costa Doria CR, dos Santos Catâneo DTB, Torrente-Vilara G, Vitule JRS. 2020. Is there a future for artisanal fishing in the Amazon? The case of *Arapaima gigas*. *Manag Biol Invasions* 11: 1–8.
- de Oliveira EG, Pinheiro AB, de Oliveira VQ, da Silva Júnior ARM, de Moraes MG, Rocha ÍRCB, de Sousa RR, Costa FHF. 2012. Effects of stocking density on the performance of juvenile pirarucu (*Arapaima gigas*) in cages. *Aquaculture* 370: 96–101.
- Du K, Wuertz S, Adolphi M, Kneitz S, Stöck M, Oliveira M, Nóbrega R, Ormanns J, Kloas W, Feron R. 2019. The genome of the arapaima (*Arapaima gigas*) provides insights into gigantism, fast growth and chromosomal sex determination system. *Sci Rep* 9: 5293.
- Duggan IC, Rixon CA, MacIsaac HJ. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biol Invasions* 8: 377–382.
- Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, Blumenthal DM, Gonzalez P, Grosholz ED, Ibañez I, Miller LP. 2016. Global

- threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nat Commun* 7: 12485.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers Distrib* 17:43–57.
- Ernst CH, Lovich J. 2009. Turtles of the United States and Canada, 2nd ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 840 p.
- Fadjar M, Islamy RA, Herawati EY. 2019. First record of *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Teleostei: Osteoglossomorpha), in the Brantas River, Sidoarjo, East Java, Indonesia. *Biodivers J Biol Divers* 20: 3527–3531.
- Ferreira E. 2013. Arapaimatidae. In Queiroz L, Torrente-Vilara G, Ohara W, Pires T, Zuanon J, Doria C, eds. Peixes do rio Madeira. Porto Velho: Dialeto Latin American Documentary, pp. 85–87.
- Fontenele O. 1955. Contribuição para o conhecimento da biologia do pirarucu *Arapaima gigas* (Cuvier), em cativeiro (Actinopterygii, Osteoglossidae) [Ceara, Brasil]. *Rev Bras Biol* 8: 445–459.
- Fornacek SC, Dutra FM, Zacarkim CE, Cunico AM. 2016. Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. *Hydrobiologia* 773: 193–205.
- Garzón-Machado V, del-Arco-Aguilar MJ, Pérez-de-Paz PL. 2012. Threat or threatened species? A paradox in conservation biology. *J Nat Conserv* 20: 228–230.
- Goulding M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Berkeley and Los Angeles: University of California Press, 280 p.
- Gozlan RE, Whipps CM, Andreou D, Arkush KD. 2009. Identification of a rosette-like agent as *Sphaerothecum destruens*, a multi-host fish pathogen. *Int J Parasitol* 39: 1055–1058.
- Green SJ, Akins JL, Maljković A, Côté IM. 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS One* 7: e3259.
- Hadiaty R. 2017. *Arapaima gigas* (Schinz, 1822), Ikan air tawar terbesar di dunia, exotis namun sangat berbahaya bagi ikan asli Indonesia. *Warta Iktiologi* 1: 20–26.
- Hall TA. 1999. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucl Acid S* 41: 95–98.
- Héritier L, Valdeón A, Sadaoui A, Gendre T, Ficheux S, Bouamer S, Kechemir-Issad N, Du Preez L, Palacios C, Verneau O. 2017. Introduction and invasion of the red-eared slider and its parasites in freshwater ecosystems of southern Europe: risk assessment for the European pond turtle in wild environments. *Biodivers Conserv* 26: 1817–1843.
- Hossain MS, Patoka J, Kouba A, Buřič M. 2018. Clonal crayfish as biological model: a review on marbled crayfish. *Biologia* 73: 841–855.
- Hrbek T, Crossa M, Farias I. 2007. Conservation strategies for *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) and the Amazonian várzea ecosystem. *Braz J Biol* 67: 909–917.
- Hrbek T, Farias IP. 2008. The complete mitochondrial genome of the pirarucu (*Arapaima gigas*, Arapaimidae, Osteoglossiformes). *Genet Mol Biol* 31: 293–302.
- Hrbek T, Farias IP, Crossa M, Sampaio I, Porto JI, Meyer A. 2005. Population genetic analysis of *Arapaima gigas*, one of the largest freshwater fishes of the Amazon basin: implications for its conservation. *Anim Conserv* 8: 297–308.
- Hutomo M, Moosa MK. 2005. Indonesian marine and coastal biodiversity: Present status. *Indian J Mar Sci* 34: 88–97.
- Ilheu M, Matono P, Bernardo JM. 2014. Invasibility of Mediterranean-climate rivers by non-native fish: The importance of environmental drivers and human pressures. *PLoS One* 9: e109694.
- Imbiriba EP. 2001. Potencial de criação de pirarucu, *Arapaima gigas*, em cativeiro. *Acta Amazon* 31: 299.
- Kalous L, Patoka J, Kopecký O. 2015. European hub for invaders: risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyol Piscat* 45: 239–245.
- Kletou D, Hall-Spencer JM, Kleitou P. 2016. A lionfish (*Pterois miles*) invasion has begun in the Mediterranean Sea. *Mar Biodivers Rec* 9: 46.
- Knight J. 2010. Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *J Threat Taxa* 2: 700–704.
- Kouba A, Petrussek A, Kozák P. 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowl Manag Aquat Ec* 413: 31.
- Kriticos DJ, Webber BL, Leriche A, Ota N, Macadam I, Bathols J, Scott JK. 2012. CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods Ecol Evol* 3: 53–64.
- Kumar AB, Raj S, Arjun C, Katwate U, Raghavan R. 2019. Jurassic invaders: flood-associated occurrence of arapaima and alligator gar in the rivers of Kerala. *Curr Sci* 116: 1628–1630.
- Lampert A, Hastings A, Grosholz ED, Jardine SL, Sanchirico JN. 2014. Optimal approaches for balancing invasive species eradication and endangered species management. *Science* 344: 1028–1031.
- Lees AC, Bell DJ. 2008. A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Rev* 38: 304–320.
- Lever C. 2003. Naturalized reptiles and amphibians of the world. Oxford, New York: Oxford University Press, 344 p.
- Liang S-H, Chuang L-C, Chang M-H. 2006. The pet trade as a source of invasive fish in Taiwan. *Taiwania* 51: 93–98.
- Lima Junior DP, Magalhães ALB, Pelicice FM, Vitule JRS, Azevedo-Santos VM, Orsi ML, Simberloff D, Agostinho AA. 2018. Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio* 47: 427–440.
- Lockwood JL, Hoopes MF, Marchetti MP. 2013. Invasion Ecology. Chichester: Wiley-Blackwell, 312 p.
- Lökkös A, Müller T, Kovács K, Várkonyi L, Speziár A, Martin P. 2016. The alien, parthenogenetic marbled crayfish (Decapoda: Cambaridae) is entering Kis-Balaton (Hungary), one of Europe's most important wetland biotopes. *Knowl Manag Aquat Ec* 417: 16.
- Lüling K. 1964. Zur biologie und ökologie von *Arapaima gigas* (Pisces, Osteoglossidae). *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 54: 436–530.
- Madden T. 2013. The BLAST sequence analysis tool. In: The NCBI Handbook [Internet]. 2nd edition. National Center for Biotechnology Information (US). Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK153387/>
- Maddern M, Gill H, Morgan D. 2011. Biology and invasive potential of the introduced swordtail *Xiphophorus hellerii* Heckel (Poeciliidae) in Western Australia. *Aquat Conserv* 21: 282–291.
- Magalhães ALB. 2015. Presence of prohibited fishes in the Brazilian aquarium trade: effectiveness of laws, management options and future prospects. *J Appl Ichthyol* 31: 170–172.
- Magalhães ALB, Jacobi CM. 2017. Colorful invasion in permissive Neotropical ecosystems: establishment of ornamental non-native poeciliids of the genera *Poecilia/Xiphophorus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) and management alternatives. *Neotrop Ichthyol* 15: e160094.
- Magalhães AL, Orsi ML, Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JR, Lima-Junior D, Brito MF. 2017a. Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotrop Ichthyol* 15: e170033.
- Magalhães ALB, Orsi ML, Pelicice FM, Azevedo-Santos VM, Vitule JR, Lima-Junior D, Brito MF. 2017b. Small size today, aquarium


- dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotrop Ichthyol* 15: e170033.
- Marchetti MP, Engstrom T. 2016. The conservation paradox of endangered and invasive species. *Conserv Biol* 30: 434–437.
- Marwoto RM, Nur NRI. 2011. Notes on the distribution of invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) and *P. insularum* (d'Orbigny, 1835) in Indonesia. *Biotropia* 18:123–128.
- Mendoza R, Luna S, Aguilera C. 2015. Risk assessment of the ornamental fish trade in Mexico: analysis of freshwater species and effectiveness of the FISK (Fish Invasiveness Screening Kit). *Biol Invasions* 17: 3491–3502.
- Miranda-Chumacero G, Wallace R, Calderón H, Calderón G, Willink P, Guerrero M, Siles TM, Lara K, Chuqui D. 2012. Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimidae) in Bolivia: implications in the control and management of a non-native population. *Biol Invasions Rec* 1: 129–138.
- Muchlisin Z. 2012. First report on introduced freshwater fishes in the waters of Aceh, Indonesia. *Arch Polish Fish* 20: 129–135.
- Muchlisin Z, Akyun Q, Halim A, Rizka S, Sugianto S, Fadli N, Siti-Azizah M. 2015. Ichthyofauna of Tripa peat swamp forest, Aceh province, Indonesia. *Check List* 11: 1560.
- Mueller O, Green A. 2005. *Arapaima gigas* – market study: current status of arapaima global trade and perspectives on the Swiss, French and UK markets. Cocha El Dorado: UNCTAD, 51 p.
- Nijman V. 2010. An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodivers Conserv* 19: 1101–1114.
- Nobile AB, Cunico AM, Vitule JR, Queiroz J, Vidotto-Magnoni AP, Garcia DA, Orsi ML, Lima FP, Acosta AA, Silva RJ. 2019. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Rev Aquacult*. <https://doi.org/10.1111/raq.12393>
- Novák J, Kalous L, Patoka J. 2020. Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Rev Aquacult*. <https://doi.org/10.1111/raq.12421>
- Padilla DK, Williams SL. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front Ecol Environ* 2: 131–138.
- Parker BH. 2002. *Arapaima*: An Amazonian fish species of immense proportions. *Biodiversity* 3: 21–24.
- Părvulescu L, Togor A, Lele S-F, Scheu S, Şinca D, Panteleit J. 2017. First established population of marbled crayfish *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis* (Decapoda, Cambaridae) in Romania. *Biol Invasions Rec* 6: 357–362.
- Patoka J. 2018. Akvaristika v Indonésii: je libo arapaimu, kostlína či geneticky modifikovaná dánia? *Akvárium* 40: 52–65.
- Patoka J, Kalous L, Kopecký O. 2015. Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. *Knowl Manag Aquat Ec* 416: 9.
- Patoka J, Kopecký O, Vrabec V, Kalous L. 2017. Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biol Invasions* 19: 2039–2046.
- Patoka J, Magalhães ALB, Kouba A, Faulkes Z, Jerikho R, Vitule JRS. 2018a. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers Conserv* 27: 3037–3046.
- Patoka J, Wardiatno Y, Mashar A, Wowor D, Jerikho R, Takdir M, Purnamasari L, Petrýl M, Kalous L, Kouba A. 2018b. Redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868), widespread throughout Indonesia. *Biol Invasions Rec* 7: 185–189.
- Patoka J, Prabowo RE, Petrýl M, Reynolds J, Kuřiková P, Zámečnicková-Wanma B, Kalous L. 2020a. Marine hitchhikers: a preliminary study on invertebrates unintentionally transported via the international pet trade. *NeoBiota* 61: 33–36.
- Patoka J, Takdir M, Yonvitner AH, Jerikho R, Nilawati J, Tantu FY, Bohatá L, Aulia A, Kamal MM, Wardiatno Y, Petrýl M. 2020b. Two species of illegal South American sailfin catfish of the genus *Pterygoplichthys* well-established in Indonesia. *Knowl Manag Aquat Ec* 421: 28.
- Phillips SJ. 2005. A brief tutorial on Maxent. AT&T Research. [nccp.amnh.org/line/](http://nccp.amnh.org/line/) (accessed June 16, 2020)
- Phillips SJ, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190: 231–259.
- Pimentel D. 2014. Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. Boca Raton: CRC Press, 463 p.
- Priono B, Satyani D. 2010. Sekilas Tentang Beberapa Jenis Ikan Hias Air Tawar Yang Dilarang Masuk ke Indonesia. *Media Akuakultur* 5: 102–108.
- Putra MD, Bláha M, Wardiatno Y, Krisanti M, Jerikho R, Kamal MM, Mojžišová M, Bystřický PK, Kouba A, Kalous L, Petrussek A, Patoka J. 2018. *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and crayfish plague as new threats for biodiversity in Indonesia. *Aquat Conserv* 28: 1434–1440.
- Queiroz HL. 2000. Natural history and conservation of pirarucu, *Arapaima gigas*, at the Amazonian Várzea: red giants in muddy waters. Dissertation, University of St. Andrews.
- Radford CC. 2011. The endangered wattle-necked softshell turtle (*Palea steindachneri*) throughout the Hawaiian Islands. Dissertation, California State University.
- Ramos TPA, Ramos RTdC, Ramos SAQ. 2014. Ichthyofauna of the Parnaíba river basin, northeastern Brazil. *Biota Neotrop* 14: 1–8.
- Ramsay NF, Ng PKA, O'Riordan RM, Chou LM. 2007. The red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Asia: a review. In: Gherardi F, ed. Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Dordrecht: Springer, pp. 161–174.
- Schofield PJ, Jelks H, Gestring KB. 2019. Eradication of two non-native cichlid fishes in Miami, Florida (USA). *Manag Biol Invasion* 10: 296–310.
- Shiu H, Stokes L. 2008. Buddhist animal release practices: historic, environmental, public health and economic concerns. *Contemp Buddhism* 9: 181–196.
- Sinovas P, Price B, King E, Hinsley A, Pavitt A. 2017. Wildlife trade in the Amazon countries: an analysis of trade in CITES listed species. Technical Report Prepared for the Amazon Regional Program. UN Environment World Conservation Monitoring Centre. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33501.00482>
- Stewart DJ. 2013. A new species of *Arapaima* (Osteoglossomorpha: Osteoglossidae) from the Solimões River, Amazonas State, Brazil. *Copeia* 2013: 470–476.
- Torati LS, Taggart JB, Varela ES, Araripe J, Wehner S, Migaud H. 2019. Genetic diversity and structure in *Arapaima gigas* populations from Amazon and Araguaia-Tocantins river basins. *BMC Genet* 20: 13.
- Val AL, Almeida-Val VMF. 2012. Fishes of the Amazon and their environment: physiological and biochemical aspects. Berlin Heidelberg: Springer, 235 p.
- Van Damme PA, Méndez CC, Zapata M, Carvajal-Vallejos FM, Carolsfeld J, Olden JD. 2015. The expansion of *Arapaima cf. gigas* (Osteoglossiformes: Arapaimidae) in the Bolivian Amazon as informed by citizen and formal science. *Manag Biol Invasion* 6: 375–383.
- Vellend M. 2017. The biodiversity conservation paradox. *Am Sci* 105: 94–101.



- Vidthayanon C. 2005. Aquatic alien species in Thailand (Part1): Biodiversity. In: International mechanisms for the control and responsible use of alien species in aquatic ecosystems. Report of an ad hoc expert Consultation. People's Republic of China, Xishuangbanna, pp. 113–118.
- Wang X, Huang X, Jiang L, Qiao G. 2010. Predicting potential distribution of chestnut phylloxerid (Hemiptera: Phylloxeridae) based on GARP and Maxent ecological niche models. *J Appl Entomol* 134: 45–54.
- Ward DF. 2007. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biol Invasions* 9: 723–735.
- Ward RD, Zemplak TS, Innes BH, Last PR., Hebert PD. 2005. DNA barcoding Australia's fish species. *Philos T Roy Soc B* 360: 1847–1857.
- Wood E. 2001. Collection of coral reef fish for aquaria: global trade, conservation issues and management strategies. *Aquar Sci Conserv* 3: 65–77.
- Yonvitner Y, Patoka J, Yuliana E, Bohatá L, Tricarico E, Karella T, Kouba A, Reynolds J. 2020. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquat Conserv* 30: 219–224.

**Cite this article as:** Marková J, Jerikho R, Wardiatno Y, Kamal MM, Magalhães ALB, Bohatá L, Kalous L, Patoka J. 2020. Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimidae): endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 421, 47.

## Evaluation of the potential establishment of black-striped pipefish transferred by cultural drivers

Tatia Kuljanishvili <sup>a</sup>, Jiří Patoka <sup>a</sup>, Lucie Bohatá <sup>a</sup>, Kateřina Rylková <sup>b</sup>, Bella Japoshvili <sup>c</sup>, and Lukáš Kalous <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic; <sup>b</sup>Department of Genetics and Breeding, Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic; <sup>c</sup>Institute of Zoology, Iliia State University, Tbilisi, Georgia

### ABSTRACT

Introduction of non-native species is considered a grave threat for global biodiversity. It can negatively affect native biota and cause serious socioeconomic losses. In this study, we confirmed the existence of black-striped pipefish (*Syngnathus abaster*) in the freshwater Tbilisi Reservoir (the middle Kura Drainage), which had been translocated from the Black Sea Basin. The introduction was in part a result of the local name of the target freshwater reservoir called the “Tbilisi Sea,” which implied a connection with the Black Sea for local hobbyists. *S. abaster* is expanding its range with or without human help, and introduction of this species is expected in other regions. To address this problem, we made a species distribution model using MaxEnt software to test the species environmental suitability around the globe. Lowland inland waterbodies and shorelines in temperate, Mediterranean, and arid climate zones were indicated as localities where this fish could survive if released. The risk of introduction currently seems low, but exploitation of *S. abaster* for ornamental purposes due to expanding local and international pet trade increases the likelihood of future releases. For this reason, it is important to verify new cases of successful establishment of this species.

### ARTICLE HISTORY

Received 16 July 2020  
Accepted 20 March 2021

### KEYWORDS

environmental modelling;  
MaxEnt; potential  
establishment; *Syngnathus  
abaster*; translocation

### Introduction

Pipefishes in the family Syngnathidae include about 220 species that inhabit mostly tropical marine, brackish (in coastal and lagoon), and freshwater environments (Dawson 1984, Kottelat and Freyhof 2007). Syngnathid fishes are characterised by an elongated body covered by dermal plates and a tube-shaped snout. “Male pregnancy” in pipefishes is a remarkable example of sexual dimorphism (Dawson 1984, Kottelat and Freyhof 2007). Syngnathids are appreciated for their unusual appearance and are exploited for traditional medicine, aquarium displays, and curiosities (Vincent et al. 2011).

The black-striped pipefish (*Syngnathus abaster* Risso, 1827) is normally found in coastal waters of the Mediterranean, Black, and Azov seas, but has expanded its range upstream in the Danube, Dniester, Dnieper, Don, and Volga rivers (Berg 1949, Svetovidov 1964, Kottelat and Freyhof 2007). Recently, this species has also become an invader of freshwater reservoirs (Kiryukhina 2013a, 2013b, Tereshchenko et al. 2016, Didenko et al. 2018, Marenkov 2018). These introductions into new areas were mostly due to self-spreading (Kuderskii

1971) but also to human-mediated activities such as river regulation, fish stocking (Slynko et al. 2011, Didenko et al. 2018, Marenkov 2018), and ballast water transport (Lavoie et al. 1999). The creation of the Volga-Don channel in the 1960s opened the way for *S. abaster* and other organisms to spread from the Don and Dnieper deltas into Volga reservoirs (Kuderskii 1971, Kiryukhina 2013a, 2013b).

Georgia is a country located at the crossroads of western Asia and eastern Europe on the southern slope of the Caucasus (Fig. 1a). The country is divided by the Likhi mountain range into 2 main water basins: the western belonging to the Black Sea basin and the eastern to the Kura River drainage in the Caspian Sea basin. Five Syngnathid species are distributed in the Georgian part of the Black Sea: *S. abaster*, *S. schmidtii*, *S. tenuirostris*, *S. typhle*, and *S. variegatus* (Japoshvili and Ninua 2008, Ninua et al. 2013); and one, *S. caspius* Eichwald 1831 in the Caspian Sea (Naseka and Bogutskaya 2009, Bogutskaya et al. 2013).

The presence of *Syngnathus* sp. in eastern Georgia in the Tbilisi Reservoir (Fig. 2b; Kura River drainage),

**CONTACT** Tatia Kuljanishvili  kuljanishvili.tatia@gmail.com; Lukáš Kalous  kalous@af.czu.cz

© 2021 The Author(s). Published by Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group  
This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>), which permits non-commercial re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited, and is not altered, transformed, or built upon in any way.

which locals call the “Tbilisi Sea,” was recorded first by Kokosadze et al. (2000) in local proceedings (grey literature) in the Georgian language. The authors concluded that *Syngnathus* sp. was intentionally translocated from the Black Sea basin to the Tbilisi Sea by “exotic fish lovers” in the 1980s. The reason attributed to the translocation of this fish by hobbyists was the colloquial “marine” name of the freshwater target area. As the authors reported, the main argument for the translocation event was the following: if *Syngnathus* sp. was living in the Black Sea, why could it not have been present in the Tbilisi ‘Sea’? (Kokosadze et al. 2000).

Introduction of non-native species into new areas is considered one of the main threats to global biodiversity (Rosenthal 1980, Allan and Flecker 2006). Negative effects include predation, competition, hybridisation, distribution of diseases and pathogens, disruption of food webs, eutrophication, and habitat alteration, which itself leads to homogenisation of the ecosystem and disappearance of native biota (Manchester and Bullock 2000, Savini et al. 2010). In addition, invasive species can cause socioeconomic losses (Gallardo and Aldridge 2013). The unusual nature of this translocation from “sea to sea” emphasises the importance of understanding the social and cultural drivers that can lead to introductions of alien species as well as the development of measures for successful prevention (Patoka et al. 2018).

In this study, we confirmed the existence of pipefish in the Tbilisi Reservoir 21 years after it was first reported there and identified at the species level. We also discuss the reasons for its introduction. Because *S. abaster* is known to be expanding its range with or without human help, we modelled the risk of establishment of the species worldwide, assuming it will be introduced in other regions.

## Materials and methods

The Tbilisi Reservoir, locally called the Tbilisi Sea, is located in the northeastern part of Tbilisi, the capital of Georgia (Fig. 1a). Built in 1953 on the Iori River (the Kura River drainage), the reservoir covers an area of 11.6 km<sup>2</sup> with a maximum depth of 45 m. The reservoir supplies the city of Tbilisi with drinkable water and is an important area for recreation.

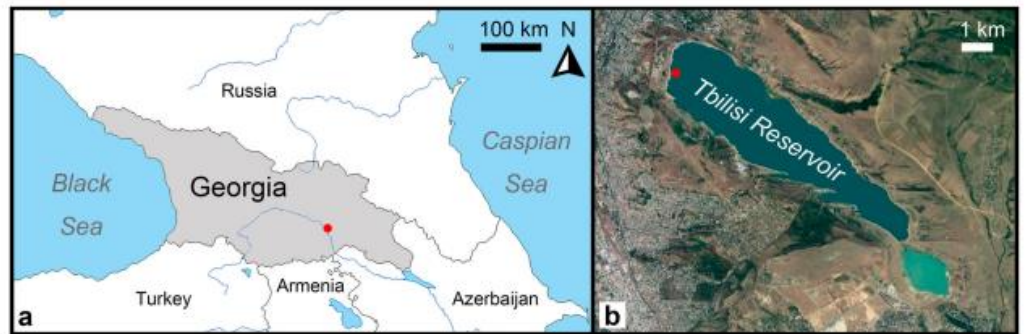
We collected fish at the northwestern edge of the reservoir (41°45′50.46″N, 44°48′44.69″E; Fig. 2b) using a 30 cm × 30 cm D-frame kick net with a mesh size of 0.5 mm. Sampling was performed in summer (2 Jul 2018) from 0700 h until 0900 h. The site was characterized by a gravel substrate covered with submerged vegetation. Fishing was conducted 1–2 m from the bank where the depth was about 50 cm by gently kicking

the net on the bottom. Collected fish were transported to the laboratory at the Ilia State University (Tbilisi, Georgia) and euthanized by overdosing with a solution of methanesulfonate (MS-222, Sigma Aldrich Co., St. Louis, MO, USA). Fish were photographed, and fin clips from the right pectoral fins from the adults and caudal fins from the juveniles were stored in 96% EtOH for later DNA analysis.

Fish were identified using the Dawson (1984) morphological key by measuring the following plastic and meristic characters: standard length; head length; snout length; snout depth; caudal fin length; orbit diameter; interorbital length; trunk depth; dorsal fin base; number of fin rays in pectoral, dorsal and caudal fins; number of rings on trunk (i.e., count of the trunk rings that start at the pectoral fin base and end at the ring that bears the anus) and tail (i.e., count of the tail rings that start at the first ring behind the anus and end at penultimate ring, not including the terminal element that is bearing the caudal fin); number of subdorsal trunk rings covered by the dorsal fin base; number of tail rings covered by the dorsal fin base; and subdorsal rings in total. Fish were compared to the voucher specimens from the Berlin Natural History Museum, Germany (voucher numbers: 32482, 32485, and 32039), and the original species description was also checked.

Adults were preserved in 4% formaldehyde and deposited in A. Koenig’s Natural History Museum, Bonn, Germany (voucher numbers: ZFMK-ICH 119662-119665). Juveniles were preserved in 96% EtOH and deposited in the collections of the Department of Zoology and Fisheries, Czech University of Life Sciences Prague, the Czech Republic under the numbers (5NFTK-9NFTK).

Genomic DNA from individual fish was extracted using the Blood and Tissue Kit (Qiagen, Germantown, MD, USA) according to the manufacturer’s protocol. Sequences of mtDNA gene cytochrome b (*Cyt b*) were amplified by polymerase chain reaction (PCR) using the following pair of primers: forward, LCO1490 5′-GGT CAA CAA TCA TAA AGA TAT TGG-3′; and reverse, HCO2198 5′-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA-3′. The primer pair for the mtDNA COI gene: forward, FishF2-5′TCGACTAATCATAAAGATATCGGCAC3′; and reverse, FishR2-5′ACTTCAGGGTGACCGAAGAATCAGAA3′. The PCR reaction (50 µL total) consisted of 15.5 µL Combi PPP Master Mix (Top-bio, Vestec, Czech Republic), 5 µL of each primer, 5 µL of template DNA, and PRC water (Top-bio). The PCR was carried out on an MJ Mini thermocycler (Bio-Rad, Hercules, CA, USA). Amplification of the *Cyt b* gene started with 2 min initial



**Figure 1.** (a) Location of the study area; (b) sampling area on the Tbilisi Reservoir.

denaturation at 94 °C, followed by 35 cycles, each consisting of denaturation at 94 °C for 1 min, primer annealing at 50 °C for 1 min, and elongation at 72 °C for 1 min. PCR was terminated by a final elongation of 72 °C for 5 min (Sanna et al. 2013). For the COI gene, amplification started with a 2 min initial denaturation at 95 °C, followed by 35 cycles, each consisting of denaturation at 94 °C for 0.5 min, primer annealing at 54 °C for 0.5 min, and elongation at 72 °C for 1 min. Amplification was terminated by a final elongation of 10 min at 72 °C (Kolangi-Miandare et al. 2013). PCR products were purified and sequenced by Macrogen, Inc. (Seoul, Korea). Each sample was sequenced from the 3' and 5' ends of both fragments using the same primers as for double-strand PCR amplification. The raw chromatograms were manually assembled and checked for potential mistakes using the BioEdit 5.0.9. software. Sequences were compared with the GenBank (National Center for Biotechnology Information [NCBI]) nucleotide database using the BLASTn 2.3.1+ programme (Morgulis et al. 2008). Results of the search were used to identify isolates to the species level, and the sequences were uploaded to NCBI.

Climate matching based on temperature characteristics was modelled from a dataset of environmental layers and native ranges of *S. abaster* using the MaxEnt programme 3.4.1 ([https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent)) to determine the fish's environmental adaptability around the globe in case of potential introduction. Available GPS coordinates of the native range were obtained from FishBase (Froese and Pauly 2019) and missing georeferenced locations were manually added according to the literature (Berg 1949, Svetovidov 1964, Dawson 1984, Kottelat and Freyhof 2007). This method follows Gallardo and Aldridge (2013) to account for the missing native distribution points into the database. If the species was known from a particular stretch, 2–6 random points were selected on this stretch according to the

distribution data from the literature (e.g., Berg 1949, Svetovidov 1964, Dawson 1984, Kottelat and Freyhof 2007). For example, if *S. abaster* was known to be distributed approximately 100 km along the Dniester River from the estuary to Bender (Moldova), we selected 5 points: the estuary, Bender, and 3 randomly chosen along the length of the river between the estuary and Bender. Using this method, points were selected on the following rivers: Bug, Danube, Dniester, Dnieper, Don, Inhulets, Iput, Korilistskali, Kuban, Mejinistskali, Prutt, Rioni, and Sozh. We added single points randomly in following lakes: Bratesh, Burgas, Kahul, Katlabukh, Nuri, Paliastomi, Shablal, Varensko, and Yalpuh; and single points randomly in the Bosphorus strait and in the Marmara Sea. In the Azov Sea, we knew that *S. abaster* was distributed along the coastline, and therefore we followed the mapped shoreline and randomly marked 12 points. In total, 718 points were used for the analysis.

For species distribution modelling, we obtained bioclimatic variables from the WorldClim database (v.2.0; <http://www.worldclim.org>; Hijmans et al. 2005) with a spatial resolution of 2.5 arcmins (~1 km<sup>2</sup>). Bioclimatic variables are significant factors drawn from the monthly temperatures and rainfall values that show annual trends, seasonality, and extremes important for species survival. For aquatic species, a correlation has been found between species distribution pattern and climatic variables, especially temperature (Gallardo et al. 2012). These environmental layers were assembled in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>) to ASCII format for use with the MaxEnt algorithm (Phillips 2005), a maximum entropy model well suited for species distribution mapping (Phillips and Dudík 2008). The MaxEnt model describes a continuous probability surface of habitat suitability in the target area and is widely used to forecast alien species distribution (Ward 2007, Giovanelli et al. 2008, Yonvitner et al. 2020). The final

set of bioclimatic predictors comprised temperature within the annual mean temperature (BIO1), temperature seasonality (BIO4), the maximum temperature of the warmest month (BIO5), and minimum temperature of the coldest month (BIO6). These variables were selected because temperature can affect growth, reproductive behaviour (Ahnesjö 1995, Monteiro et al. 2001, Silva et al. 2007), egg development, abundance, and survival of offspring (Kirby et al. 2006). As the cumulative output, a continuous map was generated and visualised in QGIS 3.8.2 Zanzibar.

## Results

Nine individuals were collected: 4 adults (3 females and 1 male carrying about 40 fertilized eggs inside the pouch; Fig. 2) and 5 small juveniles. All individuals were morphologically identified as *S. abaster* (Fig. 2, Table 1). Measurements of collected specimens fit those of voucher specimens of *S. abaster* from the Black Sea (Romanian shore) deposited in the Berlin Natural History Museum (Table 1).

The total length of sequences obtained was 501 bp for Cyt *b* (access numbers MK605639, MK605641, MK605643, MK605645, MK605647, MK605649, MK605651, MK605653, and MK605655) and 626 bp for COI (access numbers MK605640, MK605642, MK605644, MK605646, MK605648, MK605650, MK605652, MK605654, and MK605656). All 9 samples shared the same haplotype in both Cyt *b* and COI region. Cyt *b* had no suitable strand length match, resulting in ambiguous pairing with several species. The COI haplotype was 100% identical to the *S. abaster* sequences (access numbers MG131907, MG131908, and MG131909) from the Black Sea (Oruç

and Engin 2018). *S. abaster* from the Black Sea was originally described as *S. nigrolineatus* Eichwald and later synonymized as *S. abaster* by some authors (Eschmeyer's Catalog of Fishes; Fricke et al. 2020). We checked the identification key of *S. nigrolineatus* provided by Berg (1949), and the morphological variables fit.

We mapped environmentally suitable areas for the establishment of *S. abaster* based on global climatic variables (Fig. 3). This map output allows a fine distinction among the modelled environmental suitability of different areas for the evaluated species. MaxEnt calculated a threshold value for *S. abaster* of 12.8. A value of the climate match reaching or exceeding this threshold was interpreted as no evidence for climatic constraints to the survival of the species (shown in red on the map). The value for the area under the receiver operator curve (AUC) was 0.97, representing a 97% probability that a random selection from presence records had a model score greater than a random selection from the absence records (Ward 2007). The localities where *S. abaster* might survive after release are lowland inland waterbodies and shorelines in temperate, Mediterranean, and arid climate zones of 6 continents. In North America, these areas include the western shoreline of the Pacific Ocean from Vancouver to San Diego, the Great Salt Lake, the area west of El Paso, the northeastern area of the Mexican Plateau, shorelines of the Gulf of Mexico (except Florida) and the Atlantic Ocean from Houston to Boston, the Great Lakes, and slopes of the Appalachian Mountains. Areas in South America cover parts of Chile, Argentina, Uruguay, and the southern part of Brazil. The regions in Europe cover most of the continent, including the Baltic, North, Atlantic, Mediterranean, and Black sea basins and their shorelines. In Asia areas include the Black, Mediterranean,



**Figure 2.** Male individual of *Syngnathus abaster* (standard length = 117 mm) found in the Tbilisi Reservoir, with about 40 fertilized eggs inside the pouch.

**Table 1.** Minimum (Min), maximum (Max), and mean values of plastic and meristic measurements of *Syngnathus abaster* ( $n = 4$ ) from the Tbilisi Reservoir and voucher specimens ( $n = 3$ ) from the Black Sea deposited in the Berlin Natural History Museum.

		Tbilisi Reservoir				Voucher specimens from the Berlin Natural History Museum			
		Min	Max	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD
1	SL	104.00	119.00	113.50	6.66	80.00	165.50	135.83	48.38
2	HL	11.97	13.46	12.58	0.64	10.20	17.00	13.93	3.45
3	SnL	5.24	6.35	5.85	0.51	5.40	8.80	6.93	1.72
4	SnD	1.07	1.38	1.22	0.16	1.00	1.80	1.33	0.42
5	CL	1.79	2.94	2.46	0.55	2.10	5.00	3.53	1.45
6	OD	1.49	1.90	1.69	0.17	2.00	2.80	2.53	0.46
7	IOW	0.69	0.97	0.87	0.13	1.00	1.50	1.17	0.29
8	TD	2.95	4.23	3.66	0.62	2.50	5.00	3.67	1.26
9	DB	11.47	12.59	11.97	0.51	9.00	20.00	13.93	5.59
10	PR	12	12	—	0	12	13	—	0.58
11	DR	38	42	—	1.7	36	39	—	1.53
12	CR	10	10	—	0	10	10	—	0.00
13	TR	38	38	—	0	38	38	—	0.00
14	TrR	17	17	—	0	16	16	—	0.00
15	SDR1	1	1	—	0	1	1	—	0.00
16	SDR2	8	8	—	0	7	8	—	0.58
17	SDR	9	9	—	0	8	9	—	0.58

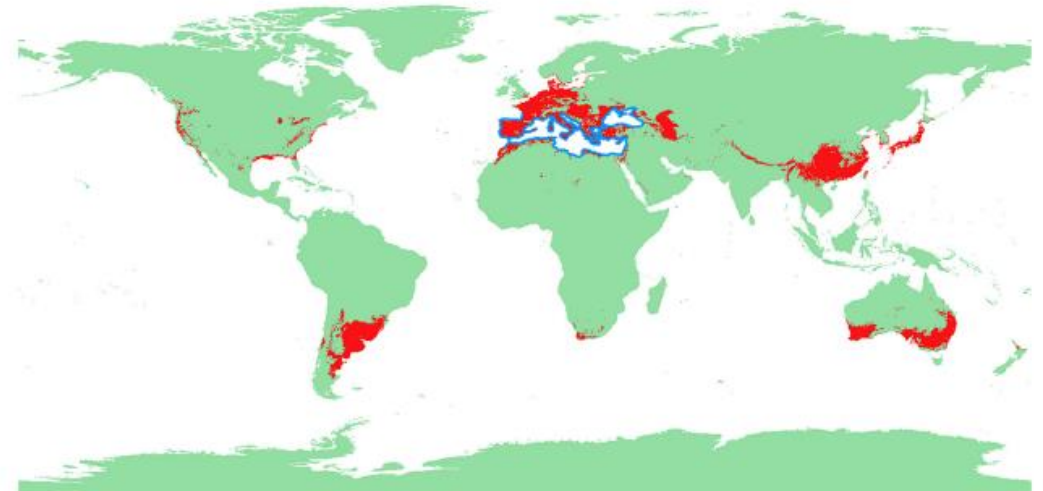
Measurements: row 1 in mm, rows 2–9 in percentage of standard length, rows 10–17 are counts. Abbreviations are as follows: SL standard length, HL head length, SnL snout length, SnD snout depth, CL caudal fin length, OD orbit diameter, IOW interorbital length, TD trunk depth, DB dorsal fin base, PR fin rays in pectoral fin, DR fin rays in dorsal fin, CR fin rays in caudal fin, TrR rings on the trunk, TR rings on the tail, SDR1 trunk rings covered by dorsal fin base, SDR2 tail rings covered by dorsal fin base, SDR subdorsal rings.

and Caspian sea basins and shorelines, some localities in Red Sea Basin, areas around the Gulf of Oman, western Iran and Pakistan, and some small localities in southeast Uzbekistan and northeast Afghanistan. Other areas are the southern slopes of the Himalayan Mountains (Nepal, India), northern parts of Southeast Asia, and the southeastern part of China. The Korean peninsula and Japanese Islands are also included. In Africa, indicated localities are the whole northern shoreline of the continent, some areas in the Sahara, and the Cape region of South Africa. In Oceania the southwestern,

central, southern, and southeastern parts of Australia and the northern part of New Zealand are also recognized as possible habitats for *S. abaster* (Fig. 3).

### Discussion

We confirmed the existence and successful establishment of black-striped pipefish in the Tbilisi Reservoir. *S. abaster* has lived and been reproducing in the reservoir for at least 4 decades. The population is well established and self-sustaining, evidenced by finding both

**Figure 3.** Native range (in blue) and environmentally suitable areas for the establishment (in red) of *Syngnathus abaster* worldwide.

adults and juveniles in the reservoir. The species was identified by morphological and genetic analyses as *S. abaster*, a euryhaline species that can tolerate a wide range of salinities: freshwater, brackish, and marine conditions (Dawson 1984, Kottelat and Freyhof 2007). Previous reports have shown that this fish has the ability to invade various freshwater environments, especially reservoirs (Semenov 2010, Khrystenko et al. 2015, Fedonenko et al. 2016, Tereshchenko et al. 2016, Marenkov 2018) like the one in Tbilisi.

Genetic analysis confirmed that pipefish from the Tbilisi Reservoir shared the same haplotype as those from the Black Sea basin (Oruç and Engin 2018), supporting the idea that the *S. abaster* in Tbilisi Sea was introduced from the Black Sea area. One of the reasons for their introduction is most likely linguistic. It is interesting to speculate that the “marine” name of the place, Tbilisi Sea, would suggest to locals that *S. abaster* belongs there and should be introduced. This phenomenon could be represented by the Latin proverb, *nomen est omen*, which means that one’s name determines one’s destiny, as described in many disciplines (Planger et al. 2013, Lange et al. 2014, Brylla 2017, Smith et al. 2018). Although we cannot prove or confirm this linguistic connection in the introduction of *S. abaster* into the Tbilisi Reservoir with certainty, other reasons for its introduction are unlikely. In Georgia, the pipefish is not a target of recreational fishing, is not consumed as food, and is not grown in aquaculture. It has not been regularly stocked into the reservoir, and self-spreading from the Black Sea basin is impossible because the eastern Georgian watershed is isolated from the western one. Without human assistance, this species could not have reached the Tbilisi Reservoir, and thus this could be the first case of introduction of a species based on linguistic reasons.

The predicted potential distribution of this species in Europe and Asia—the shorelines of the Mediterranean, Black, Azov, and Caspian seas; the Iberian Peninsula; and the Atlantic coast from the Bay of Biscay to the Baltic Sea—fits the current distribution of *S. abaster* summarised by Monteiro and Vieira (2017). In the risk assessment analysis provided by Snyder et al. (2014), *S. abaster* was included with *Atherina boyeri*, *Clupeonella caspia*, and *Neogobius fluviatilis* as likely to survive transfer in ballast water and become a successful invader of the Great Lakes, North America, resulting in a negative impact on the ecosystem. Although the invasiveness of *S. abaster* was doubted by MacIsaac et al. (2015), the species is considered likely to establish in the Great Lakes, and *S. abaster* is expected to expand its range and successfully take over new areas because of its ability to osmoregulate, which allows it to quickly adapt to salinity changes (Snyder et al. 2015). In a new environment, the

pipefish may negatively affect the native ecosystem by feeding on zooplanktonic communities, mainly copepods, but it can also affect native fish species by predated their larvae (Didenko et al. 2018).

No records exist of *S. abaster* distribution on the South American, African, and Australian continents, and east Asia (indicated in red in our environmental modelling; Fig. 3). The current risk of introduction of *S. abaster* in these places is low because globally this species has no significant commercial value (TRIDGE, available from <https://www.tridge.com/>). Note, however, that future exploitation of *S. abaster*, at least for ornamental purposes, cannot be excluded because increasingly more marine and freshwater fish species are being promoted by the local and international pet trade (Rhyne et al. 2017, Novák et al. 2020). For instance, *S. abaster* is being taken from the Tbilisi Reservoir as an aquarium fish by local hobbyists (G. Berenchikidze, pers. comm., 2018; TK, pers. observ.) because they are easy to catch, are attractive, and can survive and reproduce in freshwater. Because this tolerant species can be exploited, transported, and traded, the risk of future release or escape into new localities is great and could result in the successful establishment of new populations in suitable regions. Therefore, the verification of successful establishment cases into new invaded areas is important. Our findings call attention to this threat and should be heeded by conservationists, wildlife managers, and other decision-makers, especially in countries where ornamental fish keeping is popular and well developed.

## Acknowledgements

Authors acknowledge 2 anonymous reviewers for their valuable comments. Authors would like to thank Giorgi Berenchikidze, Veronika Tůmová, and Levan Mumladze (for communication and assistance in the fieldwork), Ronald Fricke and Miloslav Petrtyl (for sending the identification key and discussion regarding fish morphology), Fabian Herder (from A. Koenig’s Natural History Museum), Peter Bartsch and Edda Assel (for their help at the Berlin Natural History Museum), Gary Bentley (for language editing), Karel Douda and Jörg Freyhof (for their valuable comments on text).

## Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the author(s).

## Funding

The project was supported by the Internal grant of Czech University of Life Sciences Prague “CIGA”: under grant number 20182013 to TK, JP and LK and the institutional support RVO: 60460709 for TK, JP, LB, and LK.

## ORCID

Tatia Kuljanishvili  <http://orcid.org/0000-0003-3085-4042>  
 Jiří Patoka  <http://orcid.org/0000-0002-2797-0563>  
 Lucie Bohatá  <http://orcid.org/0000-0002-8530-4489>  
 Kateřina Rylková  <http://orcid.org/0000-0003-4838-9599>  
 Bella Japoshvili  <http://orcid.org/0000-0003-0966-0622>  
 Lukáš Kalous  <http://orcid.org/0000-0001-5518-1505>

## References

- Ahnesjo I. 1995. Temperature affects male and female potential reproductive rates differently in the sex-role reversed pipefish, *Syngnathus typhle*. *Behav Ecol.* 6:229–233.
- Allan JD, Flecker AS. 2006. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience.* 43:32–43.
- Berg LS. 1949. Ryby presnykh vod SSSR i sopredel'nykh stran [Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries]. Jerusalem: Israel program for scientific translations.
- Bogutskaya N, Kijashko P, Naseka AM, Orlova MI. 2013. Opredelitel' ryb i bespozvonochnykh kaspiskogo morya. Tom 1. Ryby i mollyuski [Identification keys for fish and invertebrates of the Caspian Sea. Volume 1. Fish and molluscs]. Saint-Peterburg-Moscow (Russia): Tovarishestvo Naucnikh Izdaniy KMK.
- Brylla CS. 2017. Nomen est omen: state names for divided Germany. *Hist Tidsskr.* 137:228–259.
- Dawson CE. 1984. Syngnathidae. In: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nelson J, Tortonese E, editors. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. 2nd ed. Paris (France): Unesco; p. 628–639.
- Didenko A, Kruzhylina S, Gurbyk A. 2018. Feeding patterns of the black-striped pipefish *Syngnathus abaster* in an invaded freshwater habitat. *Environ Biol Fishes.* 101:917–931.
- Fedonenko O, Marenkov O, Stromenko A, Kolesnik N. 2016. Reproductive biology and quantity evaluation of the black-striped pipefish *Syngnathus abaster* (Eichwald, 1831) in the Zaporozhian Reservoir. *Int Lett Nat Sci.* 52:54–59.
- Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R, editors. 2020. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references; [accessed 30 Oct 2020]. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Froese R, Pauly D. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication [accessed 01 Oct 2019]. <https://www.fishbase.de/>
- Gallardo B, Aldridge DC. 2013. Priority setting for invasive species management: risk assessment of Ponto-Caspian invasive species into Great Britain. *Ecol Appl.* 23:352–364.
- Gallardo B, Errea MP, Aldridge DC. 2012. Application of bi-climatic models coupled with network analysis for risk assessment of the killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*, in Great Britain. *Biol Invasions.* 14:1265–1278.
- Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol Invasions.* 10:585–590.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol.* 25:1965–1978.
- Japoshvili B, Ninua N. 2008. Check list of fishes of Georgia. *Proceedings of the Institute of Zoology.* Tbilisi (Georgia). 23:163–176.
- Khrystenko D, Kotovska G, Novitskij R. 2015. Length–weight relationships and morphological variability of black-striped pipefish *Syngnathus abaster* Risso, 1827 in the Dnieper River basin. *Turk J Fish Aquat Sci.* 15:609–618.
- Kirby RR, Johns DG, Lindley JA. 2006. Fathers in hot water: rising sea temperatures and a northeastern Atlantic pipefish baby boom. *Biol Lett.* 2:597–600.
- Kiryukhina NA. 2013a. Molecular and genetic variability in populations of *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald 1831 and ways of expansion in the Volga river basins on the basis of mitochondrial DNA sequence analysis. *Russ J Biol Invasions.* 4:249–254.
- Kiryukhina NA. 2013b. Morphological variability in black-striped pipefish *Syngnathus nigrolineatus* in relation to its invasion into the Volga Basin reservoirs. *Russ J Biol Invasions.* 4:149–155.
- Kokosadze T, Japoshvili B, Shonia L. 2000. Introduktsiis da aklimatizatsiis roli da mnishvneloba sakartvels biomravalfervovnebash (iktiofaunis magalitze) [The role and significance of introduction and acclimatization in the biological complex of the fauna of Georgia (on the example of ichthyofauna)]. In: Eliava I, editor. *Proceedings of the Institute of Zoology of Academy of Sciences of Georgia.* Tbilisi (Georgia): Metsniereba; p. 219–222.
- Kolangi-Miandare H, Askari G, Fadakar D, Aghilnegad M, Azizah S. 2013. The biometric and cytochrome oxidase sub unit I (COI) gene sequence analysis of *Syngnathus abaster* (Teleostei: Syngnathidae) in Caspian Sea. *Mol Biol Res Commun.* 2:133–142.
- Kottelat M, Freyhof J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes.* Berlin (Germany): Kottelat, Cornol and Freyhof.
- Kuderskii LA. 1971. More about self-settlement of fishes. *Rybokhoz Izuch Vnutr Vodoemov.* 6:22–24.
- Lange BP, Zaretsky E, Schwarz S, Euler HA. 2014. Words won't fail: experimental evidence on the role of verbal proficiency in mate choice. *J Lang Soc Psychol.* 33:482–499.
- Lavoie DM, Smith LD, Ruiz GM. 1999. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. *Estuar Coast Shelf Sci.* 48:551–564.
- MacIsaac HJ, Beric B, Bailey SA, Mandrak NE, Ricciardi A. 2015. Are the Great Lakes at risk of new fish invasions from trans-Atlantic shipping? *J. Great Lakes Res.* 41:1172–1175.
- Manchester SJ, Bullock JM. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J Appl Ecol.* 37:845–864.
- Marenkov O. 2018. Abundance and biomass estimation of this summer individuals of alien fish species in Zaporizke Reservoir. *Ukr J Ecol.* 8:92–96.
- Monteiro N, Almada VC, Santos AM, Vieira MN. 2001. The breeding ecology of the pipefish *Nerophis lumbriciformis* and its relation to latitude and water temperature. *J Mar Biol Assoc UK.* 81:1031–1033.
- Monteiro N, Vieira M. 2017. Rendez-vous at the Baltic? The ongoing dispersion of the black-striped pipefish, *Syngnathus abaster*. *Oceanogr Fish.* 3:1–6.
- Morgulis A, Coulouris G, Raytselis Y, Madden TL, Agarwala R, Schäffer AA. 2008. Database indexing for production



- MegaBLAST searches. *Bioinforma Orig Pap.* 24:1757–176410.
- Naseka A, Bogutskaya N. 2009. Fishes of the Caspian Sea: zoogeography and updated check-list. *Zoosyst Ross.* 18:295–317.
- Ninua N, Japoshvili B, Botchorishvili V. 2013. Fishes of Georgia. Tbilisi (Russia): Tsignieri.
- Novák J, Kalous L, Patoka J. 2020. Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Rev Aquacult.* 12(4):2042–2060.
- Oruç AÇ, Engin S. 2018. The taxonomic status of the Black Sea and Marmara Sea populations of the broadnosed pipefish *Syngnathus cf. argentatus* Pallas (Teleostei: Syngnathidae) based on morphological and molecular characters. *Zool Middle East.* 64:112–123.
- Patoka J, Magalhães ALB, Kouba A, Faulkes Z, Jerikho R, Vitule JR. 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers Conserv.* 27:3037–3046.
- Phillips S. 2005. A brief tutorial on MaxEnt. *AT&T Res.* 4:231–259.
- Phillips SJ, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography.* 31:161–175.
- Plangger K, Kietzmann JH, Pitt LF, Berthon P, Hannah D. 2013. Nomen est omen: formalizing customer labeling theory. *AMS Rev.* 3:193–204.
- Rhyne AL, Tlustý MF, Szczebak JT, Holmberg RJ. 2017. Expanding our understanding of the trade in marine aquarium animals. *PeerJ.* 2017:1.
- Rosenthal H. 1980. Implications of transplantations to aquaculture and ecosystems. *Mar Fish Rev.* 42:1–44.
- Sanna D, Biagi F, Alaya HB, Maltagliati F, Addis A, Romero A, De Juan J, Quignard JP, Castelli A, Franzoi P, Torricelli P. 2013. Mitochondrial DNA variability of the pipefish *Syngnathus abaster*. *J Fish Biol.* 82:856–876.
- Savini D, Occhipinti-Ambrogi A, Marchini A, Tricarico E, Gherardi F, Olenin S, Gollasch S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *J Appl Ichthyol.* 26:1–7.
- Semenov DY. 2010. Dynamics of species diversity of Cyclostomata and fishes in the Kuybyshev Reservoir. *J Ichthyol.* 50:757–762.
- Silva K, Vieira MN, Almada VC, Monteiro NM. 2007. The effect of temperature on mate preferences and female-female interactions in *Syngnathus abaster*. *Anim Behav.* 74:1525–1533.
- Slynko YV, Dgebuadze YY, Novitskiy RA, Kchristov OA. 2011. Invasions of alien fishes in the basins of the largest rivers of the Ponto-Caspian Basin: composition, vectors, invasion routes, and rates. *Russ J Biol Invasions.* 2:49–59.
- Smith M, Sulyok J, Jancsik A, Puczkó L, Kiss K, Sziva I, Papp-Váry ÁF, Michalkó G. 2018. Nomen est omen – tourist image of the Balkans. *Hung Geogr Bull.* 67:173–188.
- Snyder RJ, Burlakova LE, Karatayev AY, MacNeill DB. 2014. Updated invasion risk assessment for Ponto-Caspian fishes to the Great lakes. *J Great Lakes Res.* 40:360–369.
- Snyder RJ, Burlakova LE, Karatayev AY, MacNeill DB. 2015. Response to comment on “Updated invasion risk assessment for Ponto-Caspian fishes to the Great Lakes.” *J Great Lakes Res.* 41:1176–1177.
- Svetovidov AN. 1964. Ryby chornogo morya [Fishes of the Black Sea]. Pavlovskii EN, editor. Moscow (Russia): Nauka.
- Tereshchenko VG, Khrystenko DS, Kotovska GO, Tereshchenko LI. 2016. The specific rate of the population dynamics of the black-striped pipefish *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831 in the Kremenchug and Dneprodzerzhinsk reservoirs at different phases of the naturalization of the species. *Inland Water Biol.* 9:79–86.
- Vincent ACJ, Foster SJ, Koldewey HJ. 2011. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *J Fish Biol.* 78:1681–1724.
- Ward DF. 2007. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biol Invasions.* 9:723–735.
- Yonvitner Y, Patoka J, Yuliana E, Bohatá L, Tricarico E, Karella T, Kouba A, Reynolds JD. 2020. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquat Conserv.* 32:219–224.

## Article

# Invasion Potential of Ornamental Terrestrial Gastropods in Europe Based on Climate Matching

Lucie Bohatá  and Jiří Patoka \* 

Department of Zoology and Fisheries, Faculty of Agrobiobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 00 Prague, Czech Republic

\* Correspondence: patoka@af.czu.cz; Tel.: +420-724-810-365

**Abstract:** Invasive species are one of the main causes of biodiversity loss worldwide. Pet trade is a well-known pathway for the introduction of non-native species. Prevention is the most effective, least time-consuming, and least financially demanding way to protect biodiversity against the spreading of invasive species. The main part of prevention is the early detection of a potentially high-risk species, as well as the successful implementation of prevention strategies in legislation and practice. This study summarizes the pre-introduction screening of pet-traded terrestrial gastropod species and their potential occurrence in the EU territory. Based on the list of species traded in the Czech Republic, one of the most important global hubs of the pet trade, 51 species (49 snails and 2 slugs) were analysed. Due to a lack of certain native occurrence data, only 29 species (28 snails and 1 slug) from 10 families were modelled using MaxEnt software. Twenty species from seven families have potential occurrence in the EU territory. Based on MaxEnt modelling, we considered the following species to be high-risk candidates for the EU: *Anguispira alternata*, *A. strongyloides*, *Laevicaulis alte*, *Megalobulimus oblongus*, *Rumina decollata*, and *R. saharica*. Based on this estimation, we present considerations with which to further improve the risk assessment and recommend continuous monitoring of the pet trade market.

**Keywords:** MaxEnt; invasive species; pet trade; snail; slug; biodiversity loss



**Citation:** Bohatá, L.; Patoka, J. Invasion Potential of Ornamental Terrestrial Gastropods in Europe Based on Climate Matching. *Diversity* **2023**, *15*, 272. <https://doi.org/10.3390/d15020272>

Academic Editor: Luc Legal

Received: 14 December 2022

Revised: 9 February 2023

Accepted: 10 February 2023

Published: 14 February 2023



**Copyright:** © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

Anthropogenic activities have a substantial influence on biodiversity, as shown in [1–3]. Human globalization has overcome natural geographical barriers limiting the spread of organisms, which are removed from their native range in large numbers [4–6]. In this, gastropods are not an exception. Even if certain species have only been reported from greenhouses [7–9], various terrestrial gastropods (so-called “land snails and slugs”) are classified as invaders or at least potentially invasive species due to their significantly negative impact on native biota and entire ecosystems [6,10–12]. Invasive land snails are occupying free niches, out-competing native species, e.g., for food resources or predation on native species, and also serve as hosts and vectors of non-native pathogens [13,14].

*Lissachatina fulica* (Bowdich, 1822) is an invasive species in many countries worldwide [10,11]. It negatively impacts plant production, the diversity of invertebrates and native plant species, and serves as a vector of parasites and pathogens [15,16]. Another example is *Cornu aspersum* (Müller, 1774), a species native to the Mediterranean region and Western Europe. In California and Florida, *C. aspersum* is an agricultural and garden pest causing great socio-environmental losses annually [17].

Irresponsible management practices support biological invasions. For instance, *Euglandina rosea* (Férussac, 1821), *Gonaxis* spp. and *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758) were intentionally introduced to control previously introduced pest snails; however, paradoxically, they preyed on native species instead of invasive ones [18–20], causing the extinction of several endemic gastropod species in some Pacific islands [6].

Terrestrial gastropods have a relatively low ability for active dispersal [21–23]. Over longer distances, they spread through passive dispersal using various vectors [24]. Live

gastropods are transported in the digestive tract of their predators such as birds [25,26], by adhesion on the body surface of vertebrates [27], or by attaching to transferred material such as food and nesting material [28,29]. Many examples of the spreading and subsequent establishment of terrestrial gastropods out of their native range are associated with human activities such as the unintentional transport of commodities, agriculture, pet trade, medical reasons, and farming for human consumption [6,11,30–32]. Many invasive species have been introduced via different pathways and for various purposes that are poorly studied, such as *Arion subfuscus* (Draparnaud, 1805), *Bradybaena similaris* (Férussac, 1822), *Deroceras reticulatum* (Müller, 1774), *Sarasinula plebeia* (Fischer, 1868), and *Elisolimax flavescens* (Keferstein, 1866) [33–36]. Mostly, the continuously increasing local and international pet trade has been identified as one of the major sources of invasive species worldwide [1,37–40].

Wittenberg and Cock [41] suggested four basic strategies for handling non-native species: (1) prevention, (2) early detection, (3) eradication, and (4) control. Among these strategies, prevention involves the identification of potential future invaders before their introduction, and early detection and eradication of harmful invasions soon after establishment are often seen as the most effective approaches [42]. The prevention of new introductions is the most successful; moreover, since early detection is difficult, controlling the species can be very expensive, and its total eradication may be impossible in many cases. Even where an optimal non-native species policy involves a combination of all aforementioned strategies [43], the role of prevention is crucial. Prevention integrates environmental modelling and risk assessment, general public education, monitoring of introduction pathways, and the improvement of legislation (e.g., regulation of trade) [44,45]. In the case of environmental modelling, a climate-matching analysis comparing selected environmental parameters such as temperature, moisture, and precipitation between the native range and target area is commonly used [40,46,47].

Even if the prevention of biological invasions is the most important way to protect the environment, the efficiency of supporting restrictions is somewhat controversial because detailed analyses of high-risk species and related risks are lacking in certain cases [48,49]. The European Union (EU), as a party to the Convention on Biological Diversity, regulates the transportation, marketing, keeping, and breeding of invasive species threatening EU countries according to Regulation (EU) 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. The Union List of invasive alien species of EU concern (Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141, 2017/1263 and 2019/1262) currently lists 30 animal species, including crustaceans, fish, amphibians, reptiles, birds, and mammals, as well as 36 plant species. It is obvious that many problematic species have been omitted from this list, such as, for example, the over 250 species of alien mollusc that Hulme [50] claims to be in Europe.

In comparison to aquatic species [51–53], the pet trade as an introduction pathway and the market are poorly studied regarding terrestrial gastropods, while related risks are highlighted only sporadically [54]. The Czech Republic is considered one of the leading countries contributing to the global pet trade market. This country is known as a significant importer, exporter, and producer of pet animals for ornamental keeping and as a gateway to Europe [55,56]. For this reason, we decided, based on the surveyed availability of terrestrial gastropod species on the ornamental market in the Czech Republic [57], to analyse their probability to establish new populations in the territory of the EU via climate matching.

## 2. Materials and Methods

The definition of the term “invasive (alien) species” is not uniform and clear. For the purposes of this analysis, we followed ecological terminology [58]: an invasive species is defined as a non-native species rapidly multiplying and spreading out of its native range with a negative impact on native biota.

The list of traded species (Table 1) was adopted from Bohatá and Patoka [57], and the current taxonomy of each species was adopted from <https://www.molluscabase.org/> (accessed on 4 January 2023). Fifty-one species (49 snails and 2 slugs) from 11 families were analysed using climate matching for the European Union territory and the Schengen Area [51] using MaxEnt (v.3.4.1; [https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent), accessed on 5 January 2023) [59]. Pet owners, traders, and breeders usually sort ornamental gastropods according to their “breeding difficulty” (including adaptability, opportunistic feeding, reproduction, etc., according to [landsnails.org](https://landsnails.org), <https://aquariumbreeder.com/>, accessed on 4 January 2023).

Based on previously published information on species native occurrence [11,62], environmental layers including temperature, moisture, and precipitation were selected, and maps showing the potential occurrence of each species were modelled. Available GPS coordinates of native occurrence were obtained from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF; <https://www.gbif.org>, accessed on 5 January 2023), according to published records, e.g., [63], and online databases (ADW <https://animaldiversity.org/>, Terrestrial Mollusc Tool <https://idtools.org/id/mollusc>, WMSDB <https://www.bagniliggia.it/WMSD/WMSDhome.htm>, all accessed on 5 January 2023). Environmental layers were obtained from the CliMond database (v.1.2; <https://www.climond.org/>, accessed on 5 January 2023) with a spatial resolution of 10 arcmins (~1 km<sup>2</sup>). The CliMond datasets were applied for a reliable climate-matching model of invasive species with a suitable spatial precision result [64]. The datasets were assembled in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>, accessed on 5 January 2023) to ASCII format and used in the MaxEnt algorithm.

MaxEnt is a maximum entropy model that is well suited for species distribution mapping [65,66] and is widely used to predict non-native species’ distribution [67,68]. The final set of environmental predictions included 27 bioclimatic layers (Bio1–Bio19, Bio28–Bio35) (Table 2). For the models, 80% of presence records were randomly selected and used in model training while the remaining 20% were used in model testing. The number of records was different in each evaluated species and was always based on available data from the GBIF database. The model described a continuous probability surface of habitat suitability in the target area of European Union territory. For the cumulative output, a continuous map was generated for each evaluated species and visualised in QGIS 3.8.2 Zanzibar (<https://qgis.org/en/site/>, accessed on 5 January 2023). According to statistical evaluation of model testing, threshold values for the predicted areas of each species were applied based on balance training omission [65,69,70]. Areas reaching or exceeding the specific threshold were interpreted as areas where there is no evidence of climatic constraints for the survival of the evaluated species (coloured red on the map).

Species threshold values were calculated during the modelling of the predicted potential occurrence maps for each evaluated species (Table 3). The models had a training area under the receiver operator curve (AUC) value of over 0.95 (Table 3), suggesting the high predictability of the model [71]. The AUC value determines the validity of the model and the probability that a random selection from the presence records had a model score greater than a random selection from the absence records [67]. Species threshold values and AUC values for each species are provided in Table 3.

The degree of potential risk was evaluated based on the size of the predicted occurrence of the species: S—a small area was defined according to the prediction of potential occurrence in Macaronesia in the southern part of the evaluated territory of the EU only; M—medium-sized area covering less than 5% of the territory; L—large area covering more than 5% of the territory.

**Table 1.** The list of pet-traded terrestrial gastropods, species description, family, breeding difficulty (easy, medium, hard, following landsnails.org), native geographic distribution (AT—Afrotropical, AU—Australasian, NA—Nearctic, NT—Neotropical, OL—Oriental, PA—Palearctic), status (x—no records found, I—invasive, alien, MI—misidentification with invasive species, NN—non-native, P—pest); the source is indicated by upper index letters: <sup>a</sup> <https://www.aphis.usda.gov>, <sup>b</sup> <http://www.iucngisd.org>, <sup>c</sup> <https://doi.org/10.1093/mollus/eyy062>, <sup>d</sup> <https://idtools.org/id/mollusc>, <sup>e</sup> <https://www.cabidigitallibrary.org>, <sup>f</sup> <https://explorer.natureserve.org> (all accessed on 5 January 2023).

Species	Author	Family	Breeding Difficulty	Native Geographic Distribution	Status
<i>Acavus haemastoma</i>	(Linnaeus, 1758)	Acavidae	medium	OL	x
<i>Acavus superbus</i>	(Pfeiffer, 1850)	Acavidae	medium	OL	x
<i>Helicophanta bicingulata</i>	(Smith, 1882)	Acavidae	medium	AT	x
<i>Helicophanta magnifica</i>	Férussac, 1819	Acavidae	medium	AT	x
<i>Oligospira waltoni</i>	(Reeve, 1842)	Acavidae	medium	OL	x
<i>Achatina achatina</i>	(Linnaeus, 1758)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Achatina balteata</i>	(Reeve, 1849)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Achatina craveni</i>	(Smith, 1881)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Achatina schweinfurthi</i>	(von Martens, 1874)	Achatinidae	medium	AT	P <sup>a</sup>
<i>Achatina tinctoria</i>	(Reeve, 1849)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Achatina weynsi</i>	(Dautzenberg, 1900)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina degneri</i>	(Bequaert and Clench, 1936)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina marginata</i>	(Swainson, 1821)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina papyracea</i>	(Pfeiffer, 1845)	Achatinidae	-	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina purpurea</i>	(Gmelin, 1790)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina puylaerti</i>	(Mead, 1998)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina rhodostoma</i>	(Philippi, 1849)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Archachatina ventricosa</i>	(Gould, 1850)	Achatinidae	-	AT	P <sup>a</sup>
<i>Ceras dautzenbergi</i>	(Dupuis and Putzeys, 1901)	Achatinidae	easy	AT	x
<i>Cochlitoma varicosa</i>	(Pfeiffer, 1861)	Achatinidae	-	AT	P <sup>a</sup>
<i>Limicolaria aurora</i>	(Jay, 1839)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Limicolaria flammea</i>	(Müller, 1774)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Limicolaria martensiana</i>	(Smith, 1880)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Lissachatina albopicta</i>	(Smith, 1878)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Lissachatina allisa</i>	(Reeve, 1849)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Lissachatina fulica</i>	(Bowdich, 1822)	Achatinidae	easy	AT	I <sup>b</sup>
<i>Lissachatina immaculata</i>	(Lamarck, 1822)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Lissachatina reticulata</i>	(Pfeiffer, 1845)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Lissachatina zanzibarica</i>	(Bourguignat, 1879)	Achatinidae	easy	AT	P <sup>a</sup>
<i>Paropeas achatinaceum</i>	(Pfeiffer, 1846)	Achatinidae	easy	OL	NN <sup>f</sup>
<i>Pseudachatina downesii</i>	(Sowerby I, 1838)	Achatinidae	hard	AT	P <sup>a</sup>
<i>Rumina decollata</i>	(Linnaeus, 1758)	Achatinidae	easy	PA	I <sup>a</sup>
<i>Rumina saharica</i>	(Pallary, 1901)	Achatinidae	easy	PA	MI, NN [12,60]
<i>Subulina octona</i>	(Bruguière, 1789)	Achatinidae	easy	NT	NN [7]

Table 1. Cont.

Species	Author	Family	Breeding Difficulty	Native Geographic Distribution	Status
<i>Ariophanta exilis</i>	(Müller, 1774)	Airophantidae	easy	OL	x
<i>Hemiplecta distincta</i>	(Pfeiffer, 1850)	Airophantidae	medium	OL	x
<i>Macrochlamys amboinensis</i>	(von Martens, 1864)	Airophantidae	easy	OL	NN <sup>c</sup>
<i>Hadra webbi</i>	(Pilsbry, 1900)	Camaenidae	easy	AU	x
<i>Oospira vanbuensis</i>	(Bavay and Dautzenberg, 1899)	Clausiliidae	easy	OL	x
<i>Phaedusa paviei</i>	(Morlet, 1893)	Clausiliidae	easy	OL	x
<i>Anguispira alternata</i>	(Say, 1817)	Discidae	easy	NA	x
<i>Anguispira strongylodes</i>	(Pfeiffer, 1855)	Discidae	easy	NA	x
<i>Pleurodonte isabella</i>	(Férussac, 1822)	Pleurodontidae	easy	NT	x
<i>Caraculus excellens</i>	(Pfeiffer, 1853)	Solaropsidae	easy	NT	x
<i>Caraculus marginella</i>	(Gmelin, 1791)	Solaropsidae	easy	NT	x
<i>Caraculus sagemon</i>	(Beck, 1837)	Solaropsidae	easy	NT	x
<i>Megalobulimus oblongus</i>	(Müller, 1774)	Strophocheilidae	-	NT	NN <sup>d</sup>
<i>Laevicaulis alte</i>	(Férussac, 1822)	Veronicellidae	easy	AT	I [12,61]
<i>Leidyula sloanii</i>	(Cuvier, 1816)	Veronicellidae	easy	NT	P <sup>e</sup> , NN <sup>f</sup>
<i>Zachrysia guanensis</i>	(Poey, 1858)	Zachrysiidae	medium	NT	P <sup>d</sup>
<i>Zachrysia provisoria</i>	(Pfeiffer, 1858)	Zachrysiidae	-	NT	I <sup>e</sup>

Table 2. Bioclimatic layers and the contributing variables used in their calculation (<https://www.climond.org/>, accessed on 5 January 2023).

Number	Variable	Minimum Temp (°C)	Maximum Temp (°C)	Rainfall (mm month <sup>-1</sup> )	Pan Evaporation (mm d <sup>-1</sup> )
Bio01	Annual mean temperature (°C)	x	x		
Bio02	Mean diurnal temperature range (mean (period max–min)) (°C)	x	x		
Bio03	Isothermality (Bio02 ÷ Bio07)	x	x		
Bio04	Temperature seasonality (C of V)	x	x		
Bio05	Max temperature of warmest week (°C)		x		
Bio06	Min temperature of coldest week (°C)	x			
Bio07	Temperature annual range (Bio05–Bio06) (°C)	x	x		
Bio08	Mean temperature of wettest quarter (°C)	x	x	x	
Bio09	Mean temperature of driest quarter (°C)	x	x	x	
Bio10	Mean temperature of warmest quarter (°C)	x	x		
Bio11	Mean temperature of coldest quarter (°C)	x	x		
Bio12	Annual precipitation (mm)			x	
Bio13	Precipitation of wettest week (mm)			x	

Table 2. Cont.

Number	Variable	Minimum Temp (°C)	Maximum Temp (°C)	Rainfall (mm month <sup>-1</sup> )	Pan Evaporation (mm d <sup>-1</sup> )
Bio14	Precipitation of driest week (mm)			×	
Bio15	Precipitation seasonality (C of V)			×	
Bio16	Precipitation of wettest quarter (mm)			×	
Bio17	Precipitation of driest quarter (mm)			×	
Bio18	Precipitation of warmest quarter (mm)	×	×	×	
Bio19	Precipitation of coldest quarter (mm)	×	×	×	
Bio28	Annual mean moisture index			×	×
Bio29	Highest weekly moisture index			×	×
Bio30	Lowest weekly moisture index			×	×
Bio31	Moisture index seasonality (C of V)			×	×
Bio32	Mean moisture index of wettest quarter			×	×
Bio33	Mean moisture index of driest quarter			×	×
Bio34	Mean moisture index of warmest quarter	×	×	×	×
Bio35	Mean moisture index of coldest quarter	×	×	×	×

**Table 3.** The risk results for 29 species evaluated using MaxEnt. The climate matching (CM) for these bioclimatic layers (Bio1–Bio19, Bio28–Bio35) (Sup. 1) is based on the size of the predicted occurrence of the species: S—small area is defined by prediction of potential occurrence in Macaronesia in the southern part of the evaluated territory of the EU only; M—medium-sized area covering less than 5% of the territory; L—large area covering more than 5% of the territory; N—no risk. Species threshold values (the lowest probability value that is the minimum value for suitable habitat) were calculated during the modelling of predicted potential occurrence maps for each evaluated species. The models had a training AUC value over 0.95, suggesting high prediction accuracy.

Species	Family	CM (1–19, 28–35)	Threshold	AUC
			Balance	CM (1–19, 28–35)
<i>Acavus superbus</i>	Acavidae	M	0.757	0.994
<i>Helicophanta bicingulata</i>	Acavidae	L	1.168	0.998
<i>Helicophanta magnifica</i>	Acavidae	S	1.770	0.997
<i>Achatina achatina</i>	Achatinidae	N	1.226	0.997
<i>Achatina balteata</i>	Achatinidae	S	3.130	0.976
<i>Achatina schweinfurthi</i>	Achatinidae	N	0.771	0.985
<i>Archachatina marginata</i>	Achatinidae	M	1.094	0.993
<i>Archachatina ventricosa</i>	Achatinidae	M	2.372	0.999
<i>Cochlitoma varicosa</i>	Achatinidae	L	1.751	0.998
<i>Limicolaria flammea</i>	Achatinidae	S	2.164	0.963

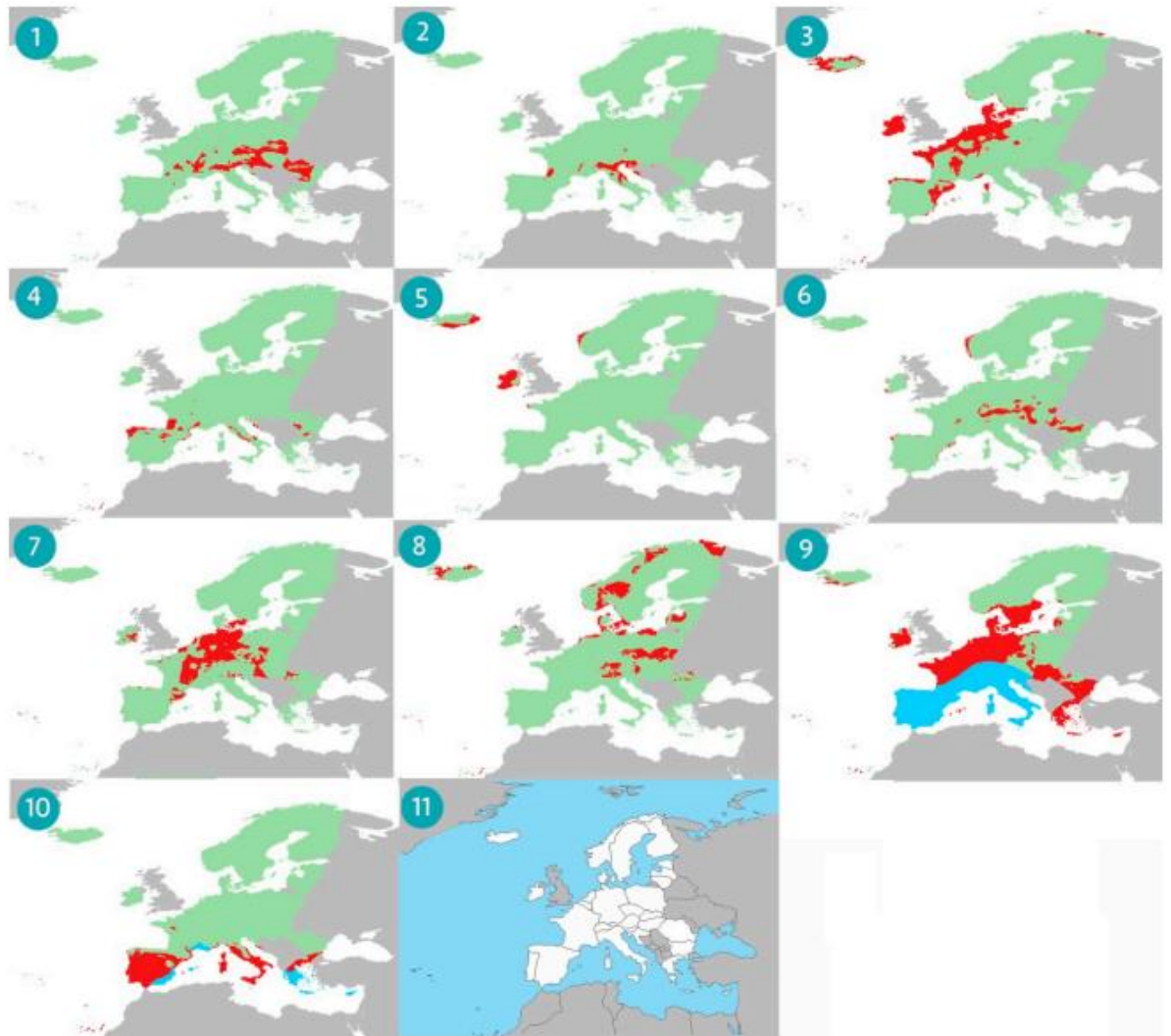
Table 3. Cont.

Species	Family	CM (1–19, 28–35)	Threshold	AUC
			Balance	
			CM (1–19, 28–35)	CM (1–19, 28–35)
<i>Limicolaria aurora</i>	Achatinidae	S	2.118	0.988
<i>Limicolaria martensiana</i>	Achatinidae	N	1.609	0.993
<i>Lissachatina allisa</i>	Achatinidae	M	2.177	0.988
<i>Lissachatina fulica</i>	Achatinidae	S	1.196	0.997
<i>Lissachatina reticulata</i>	Achatinidae	S	1.633	0.995
<i>Rumina decollata</i>	Achatinidae	L	1.694	0.982
<i>Rumina saharica</i>	Achatinidae	L	2.128	0.997
<i>Subulina octona</i>	Achatinidae	N	0.611	0.999
<i>Hemiplecta distincta</i>	Airopphantidae	N	0.937	0.998
<i>Hadra webbi</i>	Camaenidae	L	1.068	0.990
<i>Phaedusa paviei</i>	Clausiliidae	L	3.337	0.998
<i>Anguispira alternata</i>	Discidae	L	1.422	0.955
<i>Anguispira strongylodes</i>	Discidae	L	1.358	0.995
<i>Caracolus marginella</i>	Solaropsidae	N	0.617	0.999
<i>Caracolus sagemon</i>	Solaropsidae	N	0.968	0.998
<i>Megalobulimus oblongus</i>	Strophocheilidae	L	2.722	0.980
<i>Laevicaulis alte</i>	Veronicellidae	L	3.806	0.98
<i>Zachrysia guanensis</i>	Zachrysiidae	N	0.993	0.999
<i>Zachrysia provisoria</i>	Zachrysiidae	N	1.066	0.999

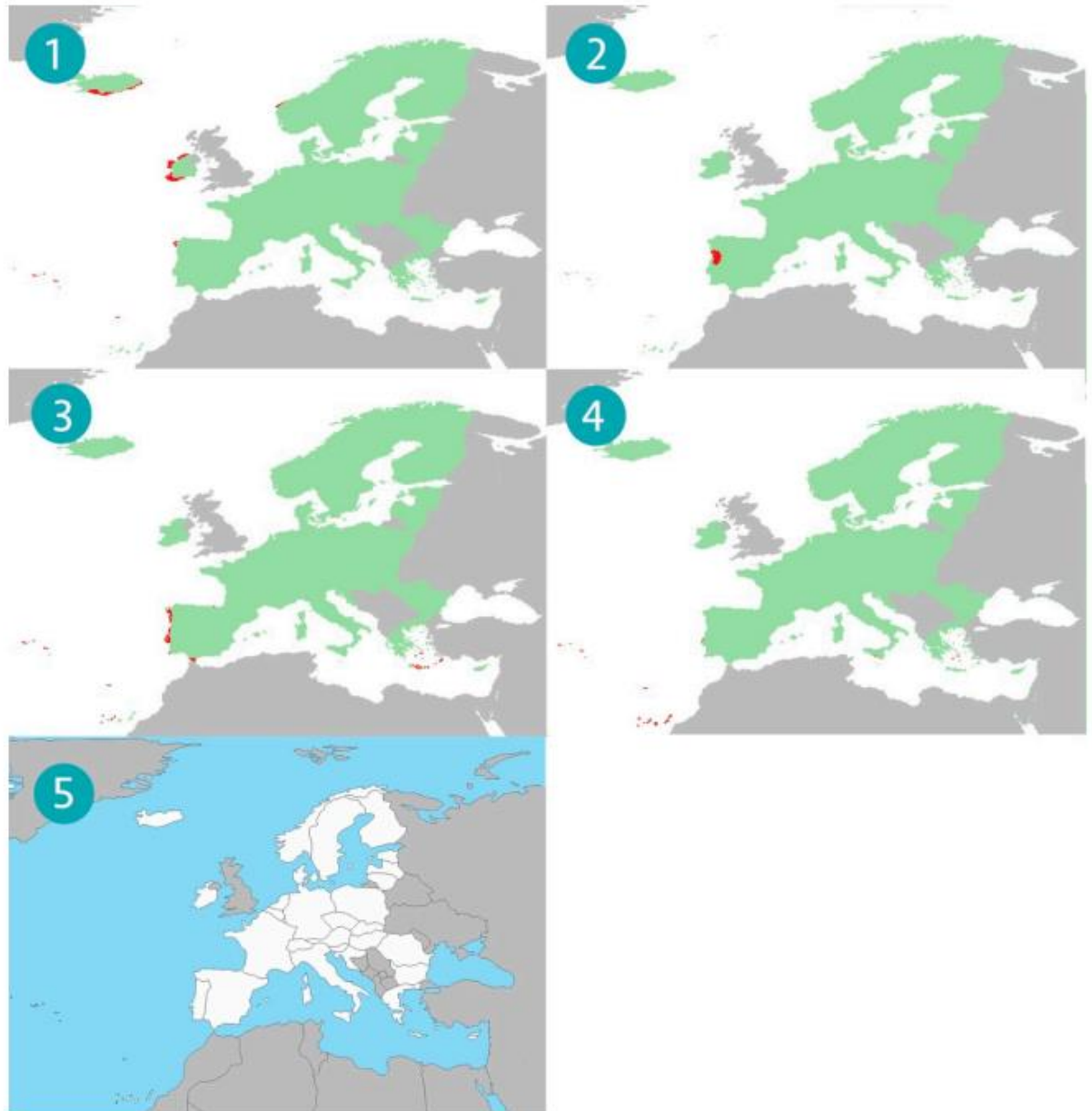
### 3. Results

Only 29 species out of 51 terrestrial gastropods pet-traded in the Czech Republic (shown in Table 3) were evaluated, as the data were deficient for the rest. Nine of them, i.e., *Achatina achatina* (Linnaeus, 1758); *Achatina schweinfurthi* von Martens, 1874; *Limicolaria martensiana* (Smith 1880); *Hemiplecta distincta* (Pfeiffer, 1850); *Caracolus marginella* (Gmelin, 1791); *Caracolus sagemon* (Beck, 1837); *Zachrysia guanensis* (Poey, 1858); *Z. provisoria* (Pfeiffer, 1850); and *Subulina octona* (Bruguière, 1789), were without predicted potential occurrence in the European Union (EU) territory. According to our results, the remaining 20 species belonging to seven families may potentially occur in the EU. Ten species, i.e., *Cochlitoma varicosa* (Pfeiffer, 1861); *Helicophanta bicingulata* (Smith, 1882); *Hadra webbi* (Pilsbry, 1900); *Phaedusa paviei* (Morlet, 1893); *Anguispira alternata* (Say, 1817); *Anguispira strongylodes* (Pfeiffer, 1855); *Megalobulimus oblongus* (Müller, 1774); *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758); *Rumina saharica* (Pallary, 1901); and *Laevicaulis alte* (Férussac, 1822) were predicted to cover a large area of the EU territory (Figure 1). Four species, i.e., *Archachatina marginata* (Swainson, 1821); *Archachatina ventricosa* (Gould, 1850); *Acavus superbus* (Pfeiffer, 1850); and *Lissachatina allisa* (Reeve, 1849) were predicted to cover a medium-sized area (Figure 2), and six species, i.e., *Achatina balteata* (Reeve, 1849); *Limicolaria flammea* (Müller, 1774); *L. aurora* (Jay, 1839); *Lissachatina fulica* (Bowdich, 1822); *L. reticulata* (Pfeiffer, 1845); and *Helicophanta magnifica* (Férussac, 1819) were predicted to occupy a small area of the EU (Figure 3).

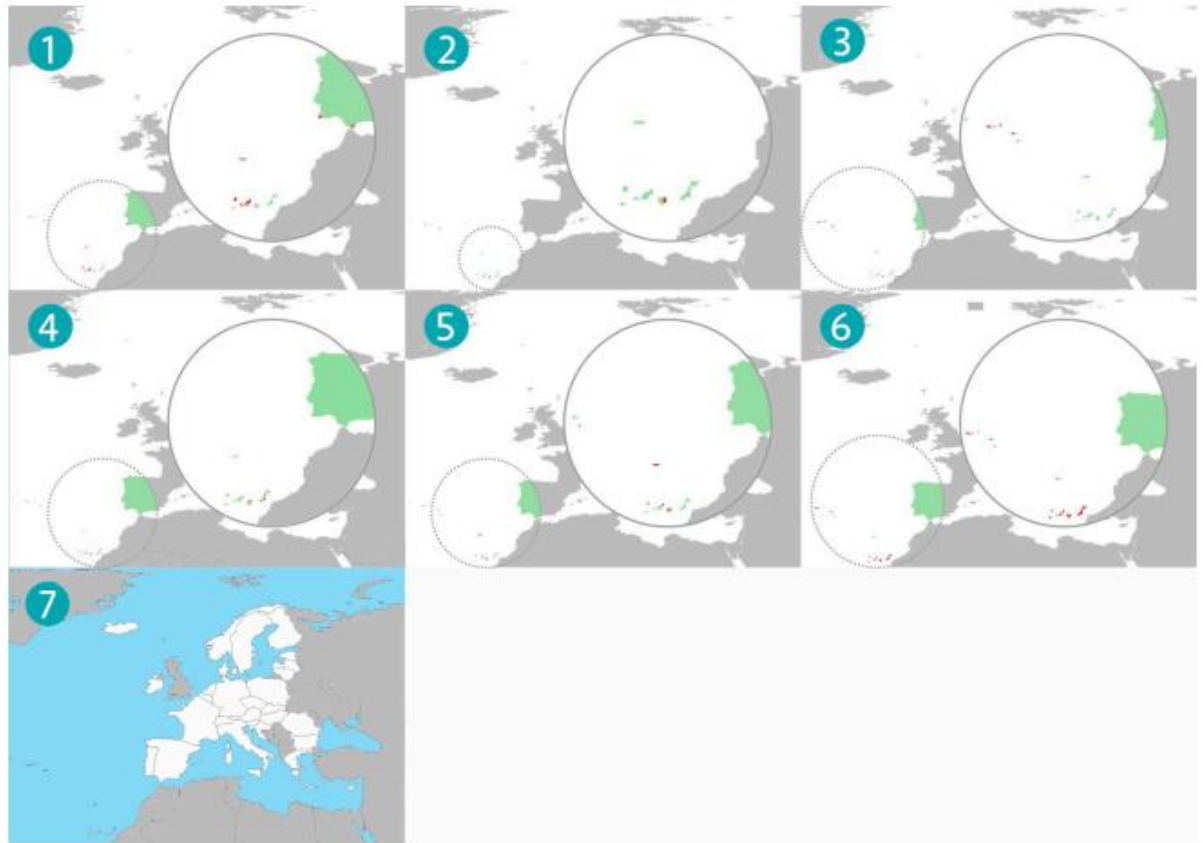




**Figure 1.** The prediction computed using the MaxEnt model of the pet-traded gastropods with potential occurrence in a “large area” of EU (= covered more than 5% of the territory). The maps show native range in blue and suitability in red, representing a high probability of establishment for these species: (1) *Anguispira alternata*, (2) *A. strongyloides*, (3) *Cochlitoma varicosa*, (4) *Hadra webbi*, (5) *Helicophanta bicingulata*, (6) *Laevicaulis altea*, (7) *Megalobulimus oblongus*, (8) *Phaedusa paviei*, (9) *Rumina decollata*, and (10) *R. saharica*; (11) map of European Union.



**Figure 2.** The prediction computed using the MaxEnt model of the pet-traded gastropods with potential occurrence in a “medium area” of EU (= covering less than 5% of the territory). The maps show suitability in red, representing a high probability of establishment for these species: (1) *Acavus superbus*, (2) *Archachalina ventricosa*, (3) *A. marginata*, and (4) *Lissachatina allisa*; (5) map of European Union.



**Figure 3.** The prediction computed using the MaxEnt model of the pet-traded gastropods with potential occurrence in a “small area” of EU (= covering only Macaronesia in the southern part of the territory). The maps show suitability in red, representing a high probability of establishment for these species: (1) *Achatina balteata*, (2) *Helicophanta magnifica*, (3) *Limicolaria aurora*, (4) *L. flammea*, (5) *Lissachatina fulica*, and (6) *L. reticulata*; (7) map of European Union and Macaronesia belonging to the EU.

#### 4. Discussion

Among the 29 evaluated terrestrial gastropod species, 20 species were found to have the potential to establish new populations in the EU territory. This supports the assumption that the pet trade is an important pathway and vector for invasive species [31,48,72,73].

Characteristics of popular pet-traded animals are breeding, handling, and care maintenance based on one or more characteristics such as tolerance to various factors, un-specialised diet, high fecundity, simple rearing, and reproduction modes. Together with climatic characteristics such as temperature and moisture, these properties can be seen as important predictors of the invasive success of evaluated species [12,61]. The best example of this phenomenon is seen for the well-known species (even to the general public) *L. fulica* [12], which has been introduced in numerous countries worldwide (Global Invasive Species Database GISD ISSG <http://www.iucngisd.org>, accessed on 5 January 2023). The MaxEnt model used for *L. fulica* showed the potential distribution of the species in a small area in the EU. This self-fertilizing species is listed among the 100 most invasive species [10] according to its invasion history and significantly negative impacts on biodiversity and economy worldwide. Nielsen et al. [12] classified this species as having moderate risk with an increasing establishment probability due to climate change. More-

over, this species is not the only one from the family Achatinidae expected to have an impact on the biodiversity and economy of many countries [12]. In the USA, the import and interstate transport of all species from the genus *Achatina* were banned (USDA APHIS <https://www.aphis.usda.gov>, accessed on 5 January 2023). However, the designation of the genus "*Achatina*" is misleading because numerous synonyms and misnomers exist (MolluscaBase <https://www.molluscabase.org/>). Since there are plenty of examples of invasive species being introduced from North America into Europe and vice versa, as shown in [74–76], one can conclude that, to these species, the finding of, and acclimation to, available niches and climatic conditions is not a barrier. Therefore, one can assume that the same species may have the potential to invade the same climatic niches in both aforementioned regions.

From the family Discidae, two species are traded as ornamentals: *Anguispira alternata* and *A. strongyloides*. According to Nielsen et al. [12], molecular genetic analyses revealed confusing morphological characteristics used in species determination in *A. alternata* and *A. strongyloides*. The MaxEnt model confirmed the potential occurrence of both species in a large area in the EU. Although they have a high probability of establishment in Norway, Nielsen et al. [12] determined the risk to be in the medium category given the expected low impact on native biodiversity.

Only one species of the family Strophocheilidae is traded as an ornamental: the predicted potential occurrence of *Megalobulimus oblongus* was shown in large areas of the EU. In South America, this species is threatened by environmental changes and by non-native species such as *L. fulica*. The most effective method for controlling *L. fulica* is manual capture [77]. In addition to the competition, *M. oblongus* is threatened by this control method due to its confusion with *L. fulica* [77,78]. If *M. oblongus* establishes and spreads in a new area, this would be an example of an interesting phenomenon, namely, the so-called "Biodiversity Conservation Paradox" [79,80], when an endangered species, in its native range, behaves as an invader in a non-native range. However, Nielsen et al. [12] classified *M. oblongus* as a low-risk species.

*Rumina decollata* and *R. saharica* from the family Achatinidae are representatives of Palearctic fauna. The medium-sized facultatively self-fertilizing predatory species *R. decollata* is spreading across the world mainly through the subtropical zone but also in the European temperate zone, negatively affecting native malacofauna [11,12]. *R. saharica*, a self-fertilizing subtropical predatory snail inhabiting southern Europe, has not yet been confirmed to negatively impact biodiversity; however, the misidentification of *R. saharica* and *R. decollata* is possible, while the spread of its native range has been confirmed [12,60]. MaxEnt modelling confirmed the potential occurrence on a large area of the EU for both these species, and Nielsen et al. [12] classified these gastropods as species of moderate risk for *R. decollata* and low risk for *R. saharica*.

The occurrence of *Paropeas achatinaceum*, originally from tropical and subtropical Southeast Asia, has been recorded in the USA [81], in Europe [9], and in Japan (Invasive Species of Japan <https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive>). Hence, the same pattern of invasion due to similar climate conditions cannot be excluded at least in parts of the EU. Although the MaxEnt model of *P. achatinaceum* was not evaluated due to a lack of suitable occurrence data, we emphasized that this species is spreading around the world and has obvious invasion potential [12]. Although Hulme [50] lists another representative of this family, *Subulina octona*, as a potential invasive species in Europe, further references substantiating its occurrence in the European wilderness were not found. Jufiřková [7] confirmed the occurrence of this tropical species in Europe, but only in greenhouses and hothouses. Even if Nielsen et al. [12] evaluate this species as low risk in Norway and our MaxEnt modelling has not confirmed a potential occurrence elsewhere in the EU, changing climatic conditions should nevertheless be further monitored.

The American Malacological Society identified members of the family Veronicellidae as taxa with potential major pest significance to the USA, similar to those of the family Achatinidae [61]. *Laevicaulis alte* and *Leidyula sloanii* are examples of pet-traded animals with

negative impacts on biodiversity, ecosystem functions, agriculture, etc. [12,61]. *Laevicaulis alte* is self-fertilizing and can lay fertilized eggs multiple times after only a single mating [12]. MaxEnt modelling showed the potential distribution of *L. alte* in a large area of the EU. *Leidyula sloanii* was not evaluated due to a lack of occurrence data. From a Norwegian perspective, the occurrence of both of these species was evaluated as potentially possible, even if a low probability was estimated [12].

Tropical and subtropical species without an invasion history on a large area of the EU include *Cochlitoma varicosa*, *Helicophanta bicingulata*, *Hadra webbi*, and *Phaedusa paviei*. Considering the extent of the area, we recommend their further monitoring and evaluation.

The legislative act focusing on the prevention of new introductions of invasive species in the EU is Regulation No. 1143/2014 and the Union list of invasive alien species. However, the reasons for the species listed and not listed are debatable and not well-defined in certain cases. No gastropods or other molluscs are listed. We have highlighted the seven species identified as high-risk (*Anguispira alternata*, *A. strongyloides*, *Rumina decollata*, *R. saharica*, *Megalobulimus oblongus*, *Laevicaulis alte*, and *Lissachatina fulica*) for the consideration of policymakers for the next revision of the Union list.

However, sufficient and credible data about many pet-traded terrestrial gastropods are unavailable, partly due to inconsistent taxonomy, overlapping species occurrence, and the difficult determination of subjected species. For these reasons, and due to changing climate conditions and the variation in the adaptability of the found species, we suggest further improving the risk assessment and monitoring of pet-traded animals in general, and for the ornamental terrestrial gastropods in particular. We recommend our findings to the attention of conservationists, wildlife managers, policymakers, and other stakeholders.

**Author Contributions:** Conceptualization, J.P.; methodology, L.B. and J.P.; validation, J.P.; formal analysis, L.B.; investigation, L.B.; resources, L.B.; data curation, L.B.; writing—original draft preparation, L.B.; writing—review and editing, J.P.; visualization, L.B.; supervision, J.P.; project administration, J.P.; funding acquisition, J.P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** J.P. was funded by the Technology Agency of the Czech Republic within the project “Div Land”, grant number SS02030018 and the European Regional Development Fund (No. CZ.02.1.01/0.0/16\_091/0000845).

**Institutional Review Board Statement:** Not applicable.

**Data Availability Statement:** Not applicable.

**Acknowledgments:** We thank four anonymous reviewers for their effort and time when constructively commented and evaluated our manuscript. The English was proofread by Julian D. Reynolds.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. Clavero, M.; Garcia-Berthou, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.* **2005**, *20*, 110. [[CrossRef](#)]
2. Tilman, D.; Fargione, J.; Wolff, B.; D'antonio, C.; Dobson, A.; Howarth, R.; Schindler, D.; Schlesinger, W.H.; Simberloff, D.; Swackhamer, D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* **2001**, *292*, 281–284. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
3. Goudie, A.S. *Human Impact on the Natural Environment: Past, Present and Future*, 7th ed.; John Wiley & Sons: Oxford, UK, 2019.
4. Pimentel, D. *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*; Taylor & Francis: Abingdon, UK, 2011.
5. Hulme, P.E. Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *J. Appl. Ecol.* **2009**, *46*, 10–18. [[CrossRef](#)]
6. Nentwig, W. Biological Invasions: Why it Matters. In *Biological Invasions*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2008; pp. 1–6.
7. Juříčková, L. *Subulina octona* (Bruguière, 1798)—A new greenhouse species for the Czech Republic (Mollusca: Gastropoda: Subulinidae). *Malacol. Bohemoslov.* **2006**, *5*, 1–2. [[CrossRef](#)]
8. Richling, I.; von Proschwitz, T. Identification problems of travelling snail species—New exotic introductions to tropical greenhouses in Gothenburg, Sweden (Gastropoda: Achatinellidae, Strobilopsidae, Helicarionidae). *PeerJ* **2021**, *9*, e11185. [[CrossRef](#)]
9. Horsák, M.; Naggs, F.; Backeljau, T. *Paropeas achatinaceum* (Pfeiffer, 1846) and Other Alien Subulinine and Opeatine Land Snails in European Greenhouses (Gastropoda, Achatinidae). *Malacologia* **2020**, *63*, 123–130. [[CrossRef](#)]

10. Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S.; de Poorter, M. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database*; Invasive Species Specialist Group Auckland: Auckland, New Zealand, 2000; Volume 12.
11. Raut, S.K.; Barker, G.M. *Achatina fulica* Bowdich and other Achatinidae as pests in tropical agriculture. In *Molluscs as Crop Pests*; Barker, G.M., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2002; pp. 55–114.
12. Nielsen, A.; Hatteland, B.A.; Malmström, M.; von Proschwitz, T.; Velle, G.; de Boer, H.; Gjershaug, J.O.; Kirkendall, L.R.; Rueness, E.K.; Vandvik, V. Assessment of risks to Norwegian biodiversity from the import and keeping of terrestrial gastropods in terraria. In *Scientific Opinion on the Panel on Alien Organisms and Trade in Endangered Species of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety*; Norwegian Scientific Committee for Food Safety: Oslo, Norway, 2017.
13. Lv, S.; Zhang, Y.; Liu, H.-X.; Hu, L.; Yang, K.; Steinmann, P.; Chen, Z.; Wang, L.-Y.; Utzinger, J.; Zhou, X.-N. Invasive Snails and an Emerging Infectious Disease: Results from the First National Survey on *Angiostrongylus cantonensis* in China. *PLoS Negl. Trop. Dis.* **2009**, *3*, e368. [[CrossRef](#)]
14. Cowie, R.H. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *Int. J. Pest Manag.* **2001**, *47*, 23–40. [[CrossRef](#)]
15. Thiengo, S.C.; Faraco, F.A.; Salgado, N.C.; Cowie, R.H.; Fernandez, M.A. Rapid spread of an invasive snail in South America: The giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. *Biol. Invasions* **2007**, *9*, 693–702. [[CrossRef](#)]
16. Gerlach, J.; Barker, G.M.; Bick, C.S.; Bouchet, P.; Brodie, G.; Christensen, C.C.; Collins, T.; Coote, T.; Cowie, R.H.; Fiedler, G.C.; et al. Negative impacts of invasive predators used as biological control agents against the pest snail *Lissachatina fulica*: The snail *Euglandina 'rosea'* and the flatworm *Platydemus manokwari*. *Biol. Invasions* **2021**, *23*, 997–1031. [[CrossRef](#)]
17. Guillier, A.; Martin, M.-C.; Hiraux, C.; Madec, L. Tracing the Invasion of the Mediterranean Land snail *Cornu aspersum aspersum* Becoming an Agricultural and Garden Pest in Areas Recently Introduced. *PLoS ONE* **2012**, *7*, e49674. [[CrossRef](#)]
18. Holland, B.S.; Chock, T.; Lee, A.; Sugiura, S. Tracking behavior in the snail *Euglandina rosea*: First evidence of preference for endemic vs. biocontrol target pest species in Hawaii. *Am. Malacol. Bull.* **2012**, *30*, 153–157. [[CrossRef](#)]
19. Cowie, R.H. Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawaiian Islands. *Biodivers. Conserv.* **1998**, *7*, 349–368. [[CrossRef](#)]
20. De Francesco, C.G.; Lagiglia, H. A predatory land snail invades central-western Argentina. *Biol. Invasions* **2007**, *9*, 795–798. [[CrossRef](#)]
21. Aubry, S.; Labaune, C.; Magnin, F.; Roche, P.; Kiss, L. Active and passive dispersal of an invading land snail in Mediterranean France. *J. Anim. Ecol.* **2006**, *75*, 802–813. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
22. Baker, G.H. The Dispersal of *Cerutuella-Virgata* (Mollusca, Helicidae). *Aust. J. Zool.* **1988**, *36*, 513–520. [[CrossRef](#)]
23. Baur, B. Patterns of dispersion, density and dispersal in alpine populations of the land snail *Arianta arbustorum* (L.) (Helicidae). *Ecography* **1986**, *9*, 117–125. [[CrossRef](#)]
24. Kramarenko, S. Active and passive dispersal of terrestrial mollusks: A review. *Ruthen. Russ. Malacol. J.* **2014**, *24*, 1–14.
25. Simonová, J.; Simon, O.P.; Kapic, Š.; Nehasil, L.; Horsák, M. Medium-sized forest snails survive passage through birds' digestive tract and adhere strongly to birds' legs: More evidence for passive dispersal mechanisms. *J. Molluscan Stud.* **2016**, *82*, 422–426. [[CrossRef](#)]
26. Wada, S.; Kawakami, K.; Chiba, S. Snails can survive passage through a bird's digestive system. *J. Biogeogr.* **2012**, *39*, 69–73. [[CrossRef](#)]
27. Kolenda, K.; Najbar, A.; Kuśmierk, N.; Maltz, T.K. A possible phoretic relationship between snails and amphibians. *Folia Malacol.* **2017**, *25*, 281–285. [[CrossRef](#)]
28. Reynolds, C.; Miranda, N.A.; Cumming, G.S. The role of waterbirds in the dispersal of aquatic alien and invasive species. *Divers. Distrib.* **2015**, *21*, 744–754. [[CrossRef](#)]
29. Maciorowski, G.; Urbanska, M.; Gierszal, H. An example of passive dispersal of land snails by birds—short note. *Folia Malacol.* **2012**, *20*, 139–141. [[CrossRef](#)]
30. Davis, M.A. *Invasion Biology*; Oxford University Press Inc.: New York, NY, USA, 2009; p. 241.
31. Turbelin, A.J.; Malamud, B.D.; Francis, R.A. Mapping the global state of invasive alien species: Patterns of invasion and policy responses. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2017**, *26*, 78–92. [[CrossRef](#)]
32. Dörge, N.; Walther, C.; Beinlich, B.; Plachter, H. The significance of passive transport for dispersal in terrestrial snails (Gastropoda, Pulmonata). *Z. Ökol. Nat.* **1999**, *8*, 10.
33. De Jager, K.; Daneel, M. *Urocyclus flavescens* Kerferstein (Urocyclidae) as a pest of banana in South Africa. In *Molluscs as Crop Pests*; Barker, G.M., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2002; pp. 235–239.
34. Chang, C.-P. *Bradybaena similaris* (de Férussac) (Bradybaenidae) as a Pest on Grapevines of Taiwan. In *Molluscs as Crop Pests*; Barker, G.M., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2002; p. 241.
35. Hammond, R.B.; Byers, R.A. Agriolimacidae and Arionidae as pests in conservation-tillage soybean and maize cropping in North America. In *Molluscs as Crop Pests*; Barker, G.M., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2002; pp. 301–314.
36. Rueda, A.; Caballero, R.; Kaminsky, R.; Andrews, K.L. Vaginulidae in Central America, with emphasis on the bean slug *Sarasinula plebeia* (Fischer). In *Molluscs as Crop Pests*; Barker, G.M., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2002; pp. 115–144.
37. Gurevitch, J.; Padilla, D.K. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* **2004**, *19*, 470–474. [[CrossRef](#)]
38. Patoka, J.; Bláha, M.; Kalous, L.; Kouba, A. Irresponsible vendors: Non-native, invasive and threatened animals offered for garden pond stocking. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2017**, *27*, 692–697. [[CrossRef](#)]
39. Gherardi, F. *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2007.
40. Yonvitner, Y.; Patoka, J.; Yuliana, E.; Bohatá, L.; Tricarico, E.; Karella, T.; Kouba, A.; Reynolds, J.D. Enigmatic hotspot of crayfish diversity at risk: Invasive potential of non-indigenous crayfish if introduced to New Guinea. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2020**, *30*, 219–224. [[CrossRef](#)]

41. Wittenberg, R.; Cock, M.J. *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2001.
42. Touza, J.; Dehnen-Schmutz, K.; Jones, G. Economic Analysis of Invasive Species Policies. In *Biological Invasions*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2008; pp. 353–366.
43. Mehta, S.V.; Haight, R.G.; Homans, F.R.; Polasky, S.; Venette, R.C. Optimal detection and control strategies for invasive species management. *Ecol. Econ.* **2007**, *61*, 237–245. [[CrossRef](#)]
44. Simberloff, D.; Martin, J.-L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* **2013**, *28*, 58–66. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
45. Robinet, C.; Kehlenbeck, H.; Van der Werf, W. Modelling the Spread of Invasive Species to Support Pest Risk Assessment: Principles and Application of a Suite of Generic Models. In *Pest Risk Modelling and Mapping for Invasive Alien Species*; Venette, R.C., Ed.; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2015; pp. 115–130.
46. Bomford, M.; Kraus, F.; Barry, S.C.; Lawrence, E. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: A role for climate matching. *Biol. Invasions* **2009**, *11*, 713–724. [[CrossRef](#)]
47. Akmal, S.G.; Jerikho, R.; Yulianda, F.; Wardiatno, Y.; Novák, J.; Kalous, L.; Slavík, O.; Patoka, J. Culture, trade and establishment of *Polypterus senegalus* in Indonesia with first record of wild populations. *Aquac. Environ. Interact.* **2022**, *14*, 127–133. [[CrossRef](#)]
48. Patoka, J.; Magalhães, A.L.B.; Kouba, A.; Faulkes, Z.; Jerikho, R.; Vitule, J.R.S. Invasive aquatic pets: Failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers. Conserv.* **2018**, *27*, 3037–3046. [[CrossRef](#)]
49. Magalhães, A.L.B.; Andrade, R.F. Has the import ban on non-native red swamp crayfish (Crustacea: Cambaridae) been effective in Brazil? *Neotrop. Biol. Conserv.* **2014**, *10*, 48–52.
50. Hulme, P.E. *Handbook of Alien Species in Europe*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2009; Volume 569.
51. Patoka, J.; Kopecký, O.; Vrabec, V.; Kalous, L. Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biol. Invasions* **2017**, *19*, 2039–2046. [[CrossRef](#)]
52. Padilla, D.K.; Williams, S.L. Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* **2004**, *2*, 131–138. [[CrossRef](#)]
53. Ng, T.H.; Tan, S.K.; Wong, W.H.; Meier, R.; Chan, S.-Y.; Tan, H.H.; Yeo, D.C. Molluscs for sale: Assessment of freshwater gastropods and bivalves in the ornamental pet trade. *PLoS ONE* **2016**, *11*, e0161130. [[CrossRef](#)]
54. Patoka, J.; Bláha, M.; Kalous, L.; Vrabec, V.; Buič, M.; Kouba, A. Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 25896. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
55. Auliya, M.; Altherr, S.; Ariano-Sanchez, D.; Baard, E.H.; Brown, C.; Brown, R.M.; Cantu, J.-C.; Gentile, G.; Gildenhuis, P.; Henningheim, E. Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biol. Conserv.* **2016**, *204*, 103–119. [[CrossRef](#)]
56. Kalous, L.; Patoka, J.; Kopecký, O. European hub for invaders: Risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyol. Piscat.* **2015**, *15*, 239–245. [[CrossRef](#)]
57. Bohatá, L.; Patoka, J. List of pet-traded terrestrial gastropods based on data from the Czech Republic. In Proceedings of the 11th Workshop on Biodiversity, Jevany, Czech Republic, 10 July 2019.
58. Pyšek, P.; Danihelka, J.; Sádlo, J.; Chrtěk, J.; Chytrý, M.; Jarošík, V.; Kaplan, Z.; Krahulec, F.; Moravcová, L.; Pergl, J. Catalogue of alien plants of the Czech Republic: Checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* **2012**, *84*, 155–255.
59. Phillips, S.J. A brief tutorial on Maxent. *ATT Res.* **2005**, *190*, 231–259.
60. Roll, U.; Dayan, T.; Simberloff, D.; Mienis, H.K. Non-indigenous land and freshwater gastropods in Israel. *Biol. Invasions* **2009**, *11*, 1963–1972. [[CrossRef](#)]
61. Cowie, R.H.; Dillon, R.T.; Robinson, D.G.; Smith, J.W. Alien Non-Marine Snails and Slugs of Priority Quarantine Importance in the United States: A Preliminary Risk Assessment. *Am. Malacol. Bull.* **2009**, *27*, 113–132. [[CrossRef](#)]
62. Vogler, R.E.; Beltramino, A.A.; Sede, M.M.; Gregoric, D.E.G.; Núñez, V.; Rumi, A. The Giant African Snail, *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinidae): Using Bioclimatic Models to Identify South American Areas Susceptible to Invasion. *Am. Malacol. Bull.* **2013**, *31*, 39–50. [[CrossRef](#)]
63. Prévot, V.; Jordaens, K.; Backeljau, T. Predominance of a single phylogenetic species in colonization events among a sextet of decollate land snail, *Rumina decollata* (Mollusca: Pulmonata: Subulinidae), species. *Genome* **2014**, *57*, 161–167. [[CrossRef](#)]
64. Kriticos, D.J.; Webber, B.L.; Leriche, A.; Ota, N.; Macadam, I.; Bathols, J.; Scott, J.K. CliMond: Global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods Ecol. Evol.* **2012**, *3*, 53–64. [[CrossRef](#)]
65. Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* **2006**, *190*, 231–259. [[CrossRef](#)]
66. Phillips, S.J.; Dudík, M. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **2008**, *31*, 161–175. [[CrossRef](#)]
67. Ward, D.F. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biol. Invasions* **2007**, *9*, 723–735. [[CrossRef](#)]
68. Wang, X.; Huang, X.; Jiang, L.; Qiao, G. Predicting potential distribution of chestnut phylloxerid (Hemiptera: Phylloxeridae) based on GARP and Maxent ecological niche models. *J. Appl. Entomol.* **2010**, *134*, 45–54. [[CrossRef](#)]
69. Giovanelli, J.G.; Haddad, C.F.; Alexandrino, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol. Invasions* **2008**, *10*, 585–590. [[CrossRef](#)]

70. Oliveira, M.; Hamilton, S.; Calheiros, D.; Jacobi, C.; Latini, R. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Braz. J. Biol.* **2010**, *70*, 831–840. [[CrossRef](#)]
71. Elith, J.; Phillips, S.J.; Hastie, T.; Dudik, M.; Chee, Y.E.; Yates, C.J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* **2011**, *17*, 43–57. [[CrossRef](#)]
72. Shivambu, T.C.; Shivambu, N.; Downs, C.T. Exotic gastropods for sale: An assessment of land and aquatic snails in the South African pet trade. *Manag. Biol. Invasions* **2020**, *11*, 512–524. [[CrossRef](#)]
73. Lockwood, J.L.; Welbourne, D.J.; Romagosa, C.M.; Cassey, P.; Mandrak, N.E.; Strecker, A.; Leung, B.; Stringham, O.C.; Udell, B.; Episcopio-Sturgeon, D.J.; et al. When pets become pests: The role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Front. Ecol. Environ.* **2019**, *17*, 323–330. [[CrossRef](#)]
74. Vinarski, M.V.; Aksenova, O.V.; Bolotov, I.N.; Kondakov, A.V.; Khrebtova, I.S.; Gofarov MYu, S.M.; Zuykov, M. A new alien snail *Ampullaceana balthica* for the Canadian fauna, with an overview of Transatlantic malacofaunal exchange in the Anthropocene. *Aquat. Invasions* **2022**, *17*, 21–35. [[CrossRef](#)]
75. Hossain, M.S.; Patoka, J.; Kouba, A.; Buřič, M. Clonal crayfish as biological model: A review on marbled crayfish. *Biologia* **2018**, *73*, 841–855. [[CrossRef](#)]
76. Niemelä, P.; Mattson, W.J. Invasion of North American Forests by European Phytophagous Insects. *BioScience* **1996**, *46*, 741–753. [[CrossRef](#)]
77. Gregoric, D.E.G.; Núñez, V.; Vogler, R.; Rumi, A. Invasion of the Argentinean Paranense Rainforest by the Giant African Snail *Achatina fulica*. *Am. Malacol. Bull.* **2011**, *29*, 135–137. [[CrossRef](#)]
78. dos Santos, S.B.; Miyahira, I.C.; Mansur, M.C.D. Freshwater and terrestrial molluscs in Brasil: Current status of knowledge and conservation. *Biol. Conserv.* **2013**, *90*, 21–31.
79. Vellend, M. The Biodiversity Conservation Paradox. *Am. Sci.* **2017**, *105*, 94–101. [[CrossRef](#)]
80. Marková, J.; Jerikho, R.; Wardiatno, Y.; Kamal, M.M.; Magalhães, A.L.B.; Bohatá, L.; Kalous, L.; Patoka, J. Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimidae): Endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **2020**, *47*, 421. [[CrossRef](#)]
81. Robinson, D.; Slapcinsky, J. Recent introductions of alien land snails into North America. *Am. Malacol. Bull.* **2005**, *20*, 89–93.

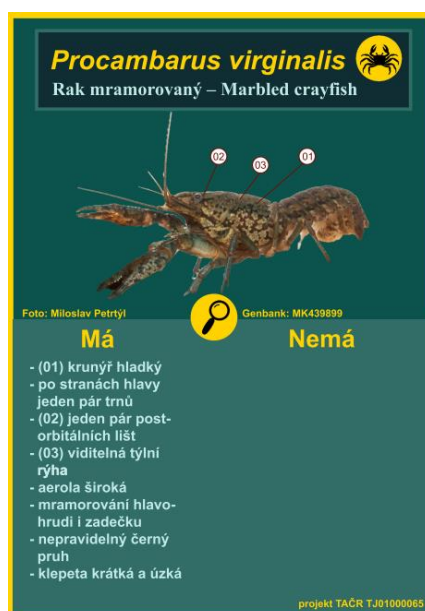
**Disclaimer/Publisher's Note:** The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.



## 9 Ostatní výstupy a spolupráce

### Metodika Identifikace vybraných nepůvodních organizmů

Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organizmů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí  
TAČR č. TJ01000065



## **Organizace workshopu:**

### **Invazní a nepůvodní organizmy**

**Téma workshopu:** invazní a nepůvodní vodní organizmy a jejich determinace

Dne 7. 3. 2019 proběhl v prostorách České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol jednodenní workshop věnovaný problematice invazních a nepůvodních vodních organizmů. První část byla věnována přednáškám o dané problematice. Druhá část byla zaměřena na identifikaci invazních a nepůvodních organizmů pomocí vytvořené metodiky a klíče, které mají umožnit včasnou identifikaci organizmů a zamezit jejich šíření.

### **Program:**

9:30 – 10:00 prof. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D. – Invaze: fenomén 21. století

10:15 – 10:45 Ing. Karel Douda, Ph.D. – Zavlečení nepůvodních organizmů a jeho dopady

11:00 – 11:30 Mgr. Oldřich Kopecký, Ph.D. – Predikce, prevence, identifikace

12:30 – 15:00 praktické určování nepůvodních vodních organizmů

## Konference:

### Limnospol – 2018 Kořenov

poster – sběr dat k projektu TAČR č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí”

K

#### **Identifikace nepůvodních vodních organismů - předpoklad k omezení biologických invazí**

#### **Identification of non-native aquatic organisms - a prerequisite for limitation of biological invasions**

*poster*

Pavλίna Kuříkova, Lucie Bohatá, Oldřich Kopecký & Lukáš Kalous

Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, ČZU, Praha

Biologické invaze, zejména ty vyvolané člověkem, způsobují nejen škody na životním prostředí, ale i na ekonomice daných zemí. Správné taxonomické určení organismů, tedy jejich druhová identifikace, je klíčové zejména pro potlačení a eradikaci druhů již invazních a pro účinnou prevenci nových introdukcí nepůvodních organismů. Druhová identifikace je také nutným předpokladem správného plnění souvisejících národních i nadnárodních legislativních opatření. Potřeba robustních nástrojů pro snadné a především dostatečně přesné určování vodních organismů je tedy zřejmé nejen ve vědecké sféře, ale i ve státní správě a komerčním sektoru. Optimalizace metod využívaných k druhové identifikaci, zohledňující specifika skupin vodních organismů, je zásadním předpokladem pro zlepšení stávajícího stavu. Pracovníci zajišťující monitoring prostředí nebo pracovníci operující na místech „vstupu“ živých organismů do země, by měli být schopni potenciálně nebezpečné organizmy identifikovat s vysokou mírou přesnosti. S včasnou identifikací může, především u vodních organismů, napomoci zapojení rekreačních rybářů, kteří mohou být i začleněni do procesu odstraňování invazních organismů. Cílem projektu je formou metodické příručky zpřístupnit znalosti využitelné pro morfologickou a genetickou identifikaci vodních organismů organizacím, které mají v gesci monitoring výskytu, šíření, dovoz i proces introdukcí nepůvodních vodních organismů. Na úrovni řešitelského týmu je záměrem projektu umožnit studentkám doktorského stupně studia propojit poznatky z vývojové činnosti s praxí.

*Projekt č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí” je financován z programu na podporu aplikovaného výzkumu ZÉTA Technologickou agenturou České republiky.*

## Rybikon - 2018 Brno

poster – sběr dat k projektu TAČR č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí”



Sborník příspěvků a abstraktů XVI. České rybářské a ichtyologické konference  
10. a 11. října 2018 Mendelova univerzita v Brně

### **IDENTIFIKACE NEPŮVODNÍCH VODNÍCH ORGANISMŮ – PŘEDPOKLAD K OMEZENÍ BIOLOGICKÝCH INVAZÍ**

**KUŘÍKOVÁ P., BOHATÁ L., KOPECKÝ O., KALOUS L.**

*Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00, Praha -6*

*kurikova@af.czu.cz*

#### **Abstrakt**

Biologické invaze, zejména ty vyvolané člověkem, způsobují nejen škody na životním prostředí, ale i na ekonomice daných zemí. Správné taxonomické určení organismů, tedy jejich druhová identifikace, je klíčová zejména pro potlačení a eradikaci druhů již invazních a pro účinnou prevenci nových introdukcí nepůvodních organismů. Druhová identifikace je také nutným předpokladem správného plnění souvisejících národních i nadnárodních legislativních opatření. Potřeba robustních nástrojů pro snadné a především dostatečně přesné určování vodních organismů je tedy zřejmá nejen ve vědecké sféře, ale i ve státní správě a komerčním sektoru. Optimalizace metod využívaných k druhové identifikaci, zohledňující specifika skupin vodních organismů, je zásadním předpokladem pro zlepšení stávajícího stavu. Pracovníci zajišťující monitoring prostředí nebo pracovníci operující na místech „vstupu“ živých organismů do země, by měli být schopni potenciálně nebezpečné organismy identifikovat s vysokou mírou přesnosti. Cílem projektu je formou metodické příručky zpřístupnit znalosti využitelné pro morfologickou a genetickou identifikaci vodních organismů organizacím, které mají v gesci monitoring výskytu, šíření, dovoz i proces introdukcí nepůvodních vodních organismů. Na úrovni řešitelského týmu je záměrem projektu umožnit studentkám doktorského stupně studia propojit poznatky z vývojové činnosti s praxí.

**Klíčová slova:** nepůvodní druhy; invazní druhy; biodiverzita; hodnocení rizik; druhová determinace

**Poděkování:** Projekt č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí” je financován z programu na podporu aplikovaného výzkumu ZÉTA Technologickou agenturou České republiky.

## **Zoologické dny – 2019 Brno**

Poster k projektu TAČR č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí”

---

*Zoologické dny Brno 2019, Sborník abstraktů z konference 7.-8. února 2019*

### **Identifikace nepůvodních vodních organismů - předpoklad k omezení biologických invazí**

KUŘÍKOVÁ P., BOHATÁ L., KOPECKÝ O., GOTTWALD M., KALOUS L.

*Česká zemědělská univerzita v Praze*

Biologické invaze, zejména ty vyvolané člověkem, způsobují nejen škody na životním prostředí, ale i na ekonomice daných zemí. Správné taxonomické určení organismů, tedy jejich druhová identifikace, je klíčová zejména pro potlačení a eradikaci druhů již invazních a pro účinnou prevenci nových introdukcí nepůvodních organismů. Druhová identifikace je také nutným předpokladem správného plnění souvisejících národních i nadnárodních legislativních opatření. Potřeba robustních nástrojů pro snadné a především dostatečně přesné určování vodních organismů je tedy zřejmá nejen ve vědecké sféře, ale i ve státní správě a komerčním sektoru. Optimalizace metod využívaných k druhové identifikaci, zohledňující specifika skupin vodních organismů, je zásadním předpokladem pro zlepšení stávajícího stavu. Pracovníci zajišťující monitoring prostředí nebo pracovníci operující na místech „vstupu“ živých organismů do země, by měli být schopni potenciálně nebezpečné organismy identifikovat s vysokou mírou přesnosti. Cílem projektu je formou metodické příručky zpřístupnit znalosti využitelné pro morfologickou a genetickou identifikaci vodních organismů organizacím, které mají v gesci monitoring výskytu, šíření, dovoz i proces introdukcí nepůvodních vodních organismů. Na úrovni řešitelského týmu je záměrem projektu umožnit studentkám doktorského stupně studia propojit poznatky z vývojové činnosti s praxí.

*Projekt č. TJ01000065 “Vývoj nástrojů a postupů ke správné a včasné identifikaci nepůvodních vodních organismů jako základ předpokladu k omezení biologických invazí” je financován z programu na podporu aplikovaného výzkumu ZÉTA Technologickou agenturou České republiky.*

POSTER

## Zoologické dny – 2020 Olomouc

Poster - spolupráce s Univerzitou Karlovou – Pasivní disperse suchozemských plžů skrze zažívací trakt ptáků

*Abstrakta přednášek a posterů*

---

### **Plži mohou přežít v trávicím traktu ptáků – možnost endozoochorie potvrzena pro další druhy**

SIMONOVÁ J. (1), BOHATÁ L. (2), EXNEROVÁ A. (1), SIMON O. (3,4), JUŘIČKOVÁ L. (1)

(1) Katedra zoologie, PřF UK, Praha; (2) FAPPZ, ČZU, Praha; (3) FŽP, ČZU, Praha; (4) Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Praha

Pasivní disperse je zásadním faktorem ovlivňujícím rozšíření suchozemských schránkatých plžů, jejichž rychlost vlastního aktivního pohybu je příslovečně malá. Za důležité vektory přispívající k dispersi plžů jsou odedávna považováni ptáci. Plži se mohou šířit na povrchu jejich těla, například přichycení v peří (ektozoochorie), nebo mohou být přenášeni uvnitř trávicího traktu ptáků (endozoochorie). Schopnost přežít průchod celým trávicím traktem byla prokázána u několika druhů suchozemských plžů, o tomto způsobu šíření toho však víme zatím velice málo.

Abychom zjistili, nakolik je schopnost endozoochorie mezi plži rozšířená, nabízeli jsme plže ptákům v laboratorních podmínkách a ptákům umístěným v záchranných stanicích. Trus a vývržky celkem patnácti zkoumaných druhů ptáků jsme sbírali a ověřovali životaschopnost v nich nalezených plžů. Celkem bylo ptákům nabídnuto přes 4700 plžů patnácti druhů. V trusu byli nalezeno 36 živých jedinců šesti druhů plžů (Clausiliidae: *Alinda biplicata*, *Cochlodina laminata*; Discidae: *Discus rotundatus*; Chondrinidae: *Chondrina avenacea*; Vertiginidae: *Vertigo antiveritigo*, *V. pygmaea*). Celkem 26 živých jedinců druhů *Chondrina avenacea* (Chondrinidae), *Alinda biplicata* a *Bulgarica nitidosa* (Clausiliidae) bylo vyvrhnuto z přední části trávicího traktu ptáků.

Výsledky experimentů ukazují, že endozoochorie je možná pro plže různých čeledí a velikostí (2–17 mm). Ochota ptáků aktivně konzumovat nabízené plže byla individuální a variabilní v čase. Nepředvídatelné bylo i přežívání plžů.

PŘEDNÁŠKA

## Spolupráce s univerzitami



Jihočeská univerzita  
v Českých Budějovicích  
University of South Bohemia  
in České Budějovice



UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI  
FIRENZE



Universidade Federal  
de São João del-Rei