

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Metody eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů
ve sladkovodním prostředí**

Bakalářská práce

Barbora Šilarová

Veřejná správa v zemědělství, rozvoji venkova a krajiny

Ing. Karel Douda, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Metody eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů ve sladkovodním prostředí“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24.4.2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Karlu Doudovi, Ph.D., za pomoc a odborné rady při psaní mé bakalářské práce.

Metody eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů ve sladkovodním prostředí

Souhrn

Práce se zabývá vyhodnocením dostupných metod eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů ve sladkovodním prostředí. Cílem práce bylo poskytnout celkový přehled dostupných metod, které by mohly pomoci k omezení či úplnému zabránění šíření těchto invazních mlžů.

Bakalářská práce je vypracována formou systematické rešerše, která se skládá z rešeršní a praktické části. V rešeršní části jsou shrnuty informace o invazních druzích mlžů, ekologických a ekonomických dopadech způsobených invazními druhy mlžů a také informace zabývající se prevencí zavlečení a šíření těchto druhů. Dále jsou zde také uvedeny možnosti šíření a faktory, které ovlivňují jejich výskyt. Hlavními zmiňovanými druhy byly *Sinanodonta woodiana*, *Limnoperna fortunei*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena rostriformis bugensis*, včetně druhu *Dreissena polymorpha*, který byl zařazen mezi 100 nejškodlivějších invazních druhů světa. Práce se zabývá invazními druhy mlžů jak v České republice, tak i ve světě.

V praktické části byl pomocí vyhledávacích databází Google Scholar, Scopus a Web of Science vypracován systematický přehled všech exportovaných článků podle předem definovaných klíčových slov, jehož cílem bylo nalézt konkrétní metody, jež mohou přispět k prevenci šíření a regulaci invazních druhů mlžů ve sladkovodním prostředí. Celkem bylo nalezeno 89 relevantních studií, jež byly zpracované formou datové tabulky pomocí MS Excel. V praktické části je také uvedena metodika, v níž byl podrobně popsán postup získání dat, z něhož vycházela praktická část a byly formulovány výsledky. Na základě tohoto přehledu byly vytvořeny grafy, které jsou dále komentovány a vyhodnoceny v kapitole výsledky, kde byly také shrnuty závěry ohledně současných metod. Nejvíce zmiňované jsou kontrolní strategie biologické (přirozené zavlečení predátorů nebo parazitů), fyzikální (ruční odstranění, bagrování a bariéry), chemické (biocidy, lampricidy). Poslední část je věnována krátké diskusi, která byla vyčleněna hlavním tématům, jež se této práci týkají.

Bakalářská práce představuje ucelený přehled metod pro řešení problematiky invazních druhů sladkovodních mlžů, který lze využít v praktických aplikacích i jako podklad pro další studium. Do budoucna je potřeba věnovat tomuto tématu zvýšenou pozornost, aby bylo možné předcházet negativním důsledkům a nedošlo ke zvýšení škod, které tyto druhy způsobují.

Klíčová slova: sladkovodní mlži, regulace, predace, eradikace, disease management, invazní šíření, mortalita

Methods of elimination and prevention of the spread of invasive bivalve molluscs in the freshwater environment

Summary

The thesis deals with the evaluation of available methods for the elimination and prevention of the spread of invasive bivalve species in freshwater environments. The aim of the work was to provide an overall overview of the available methods that could help to reduce or completely prevent the spread of these invasive bivalves.

The bachelor thesis is developed in the form of a systematic research, which consists of a research and practical part. The research part summarises information on invasive bivalve species, the ecological and economic impacts caused by invasive bivalve species, as well as information dealing with the prevention of the introduction and spread of these species. The possibilities of spread and the factors that influence their occurrence are also presented. The main species mentioned were *Sinanodonta woodiana*, *Limnoperna fortunei*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena rostriformis bugensis*, including *Dreissena polymorpha*, which has been listed as one of the world's 100 most damaging invasive species. The thesis deals with invasive bivalve species both in the Czech Republic and worldwide.

In the practical part, a systematic review of all the exported articles according to predefined keywords was carried out using Google Scholar, Scopus and Web of Science databases to find specific methods that can contribute to the prevention and control of invasive bivalve species in freshwater environments. A total of 90 relevant studies were found and processed in the form of a data table using MS Excel. A methodology was also presented in the practical part, detailing the data acquisition procedure on which the practical part was based and the results were formulated. Based on this overview, graphs were produced and further commented and evaluated in the results section, where conclusions regarding the current methods were also summarized. The most mentioned control strategies are biological (natural introduction of predators or parasites), physical (manual removal, dredging and barriers), chemical (biocides, lampricides). The last section is devoted to a brief discussion of the main themes relevant to this work.

The bachelor thesis presents a comprehensive overview of methods for solving the problem of invasive freshwater bivalve species, which can be used in practical applications and as a basis for further study. In the future, increased attention needs to be paid to this topic in order to prevent negative consequences and avoid increasing the damage caused by these species.

Keywords: freshwater mussels, regulation, predation, eradication, disease management, invasive spread, mortality

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Cíl práce.....	9
3	Literární rešerše.....	10
3.1	Sladkovodní mlži.....	10
3.2	Legislativa ČR.....	11
3.3	Invační druhy mlžů ve sladkovodním prostředí.....	12
3.3.1	<i>Limnoperna fortunei</i>	12
3.3.2	<i>Corbicula fluminea</i>	13
3.3.3	<i>Sinanodonta woodiana</i>	14
3.3.4	<i>Dreissena polymorpha</i>	15
3.3.5	<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>	16
3.4	Způsoby šíření a jejich rizika.....	17
3.5	Požadavky na prostředí.....	18
3.6	Faktory ovlivňující přežívání sladkovodních mlžů.....	19
3.6.1	Sezonní dynamika a vliv klimatu.....	19
3.6.2	Predace	20
3.6.3	Patogeny	21
3.6.4	Teplota	21
3.6.5	Hloubka vody	21
3.6.6	Negativní dopady způsobené invazí mlžů	22
3.6.7	Parazitismus.....	23
3.7	Ekonomické ukazatele dopadů na prostředí	23
3.8	Hodnocení environmentálních rizik invazních mlžů.....	24
3.8.1	Role veřejnosti	24
3.8.2	Potenciální vliv invazních druhů mlžů na jednotlivé složky prostředí.....	24
3.9	Prevence šíření a metody eliminace invazních druhů mlžů.....	25
3.9.1	Metody včasné detekce výskytu druhu na lokalitě	26
3.9.2	Sběr jedinců	27
4	Metodika.....	28
5	Výsledky	29
6	Diskuse.....	33
6.1.1	Srovnání s mořským prostředím.....	33
6.1.2	Dopady.....	34
6.1.3	Použití metod u jednotlivých taxonů.....	34
6.1.4	Prevence šíření a regulace druhů	35

6.1.5	Nakládání s biomasou invazních mlžů	35
7	Závěr	37
8	Přehled literatury	38
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	59
10	Seznam použitých obrázků	60
11	Seznam použitých grafů	61
12	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Když postupem času docházelo k propojování světa, vedlo to k rostoucím globálním problémům, jako jsou biologické invaze. K tomu přispěla i lidská aktivita (Pyšek, 2020). Invazní mlži mohou působit negativně na své okolí a působit tak velké škody jak z hlediska ekologického, evolučního, tak i ekonomického, což má velký dopad na sladkovodní ekosystémy (Sousa a kol. 2014).

U invazních mlžů je známo, že mohou být zodpovědní za mnoho změn v napadené oblasti, proto studie zkoumají různé metody, které by mohly vést k omezení a regulaci těchto druhů. Práce se snaží zhodnotit jejich negativní vliv na prostředí a možnosti, jak těmto dopadům můžeme zabránit.

Sladkovodní mlži představují významný problém pro zemědělství, legislativu, dotace a ochranu přírody. Dotace mohou hrát roli při řízení invazních sladkovodních mlžů. Nejen že pomáhají zmírnit ekonomický dopad invazních mlžů, ale také podporují preventivní opatření k zabránění jejich šíření (Diagne 2021).

V zemědělství mohou invazní sladkovodní mlži způsobovat velké škody na zavlažovacích systémech a infrastruktuře. Přichycují se na potrubí, čerpadlech a dalších zařízeních, což vede k ucpávání a snižování průtoku vody. To má vliv nejen na účinnost zavlažovacích systémů, ale také zvyšuje náklady zemědělců na údržbu (Karatayev 2007).

Práce je zaměřena na invazní druhy mlžů v ČR, ale i v jiných částech světa (např. *Limnoperna fortunei*). V práci budou krátce uvedeny způsoby šíření a rizika jednotlivých druhů. Výsledky této práce hodnotí i ekonomickou rostoucí hrozbu způsobenou invazními sladkovodními mlži a jejich prevenci.

2 Cíl práce

Cílem práce je vytvořit literární rešerši vědeckých článků o možnostech eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů v různých sektorech a z různých důvodů v oblastech akvakultury a ochrany biodiverzity. Práce se zaměřuje na invazní druhy mlžů v ČR, ale i v jiných částech světa (např. *Limnoperna fortunei*). V práci budou krátce uvedeny způsoby šíření a rizika jednotlivých druhů. Výsledky této práce budou hodnotit i ekonomickou rostoucí hrozbu způsobenou invazními sladkovodními mlži a její prevenci.

3 Literární rešerše

3.1 Sladkovodní mlži

Sladkovodní mlži představují jednu z nejhojněji zastoupených skupin bezobratlých ve sladkovodních ekosystémech na světě a mohou tvořit více než 90 % bentické biomasy (Howard a Cuffey 2006). Zahrnují více než 1200 druhů, které jsou rozšířeny napříč taxonomicky a biologicky odlišnými skupinami, přičemž většina druhů patří do sladkovodního řádu Unionidae (Bogan 2008). Sladkovodní mlži žijí poměrně dlouho, a to 4–200 let (Haag a Rypel 2011) s nepravidelným výskytem ve vodních tocích (Hopper 2022). V České republice se vyskytuje velké množství mlžů, z toho dva druhy patří do rodu *Anodonta* – škeble říční (*Anodonta anatina*) a škeble rybníčná (*Anodonta cygnea*). Škeble říční patří mezi nejrozšířenější a její výskyt je běžnější, zatímco škeble rybníčná je spíše vzácná. Z čeledi Unionidae sem patří i škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*). Je to jediný na našem území invazní druh z čeledi Unionidae, který se vyskytuje v České republice, a to především v jižní části Čech a na jižní a střední Moravě. V ostatních částech republiky je výskyt méně častý (Beran 2019).

Mlži jsou měkkýši, kteří nemají hlavu. Mají pouze jednu nohu, kterou obklopuje viscerální hmota, dva páry žaber, a jsou gonochoristé. Každý jedinec má dvě lastury obklopující tělo, které tvoří uhličitán vápenatý a jež mají formu kalcitu nebo strukturu aragonitových krystalů (Bogan 2008).

Hlavní role mlžů v ekosystému spočívá v zajišťování koloběhu živin (Vaughn a Hakenkamp 2001). Mají vliv na fyzikální vlastnosti stanoviště a transformaci živin (Burlakova 2012), čímž ovlivňují celkovou stabilitu společenstva, jeho diverzitu a vazby mezi druhy jak ve vodním sloupci, tak v bentosu (Karatayev 2002). Představují velmi důležitou součást biologické rozmanitosti. U nespočtu lidí vzbuzuje velké obavy jejich celkový pokles aktivity, protože hrají hlavní roli ve sladkovodních ekosystémech (Lopes-Lima 2014). Jako hlavní faktor, který ohrožuje původní společenstva a ekosystémy, se ukázalo v poslední době šíření nepůvodních druhů. Tato čeleď se vyskytuje na 6 ze 7 kontinentů a patří mezi nejvíce ohrožené skupiny sladkovodních živočichů (Bogan 2008). Mezi preferovaná stanoviště těchto druhů patří tekoucí vody (kromě škeble rybníčné, která preferuje spíše stojaté vody jako např. rybníky, tůně a přehrady). Nádrže vzniklé těžbou, jako jsou pískovny a lomy, jsou pro čeleď Unionidae také velmi vhodné (Beran 2019).

Sladkovodní ekosystémy patří mezi nejzranitelnější ekosystémy v celosvětovém měřítku (Albert et al. 2020). Průzkum sladkovodních mlžů je náročný úkol, a to hlavně ze dvou důvodů. Prvním důvodem je, že z důvodu zákalu, proudu a někdy i přístupnosti jsou sladkovodní ekosystémy pro biology obtížně přístupné, a za druhé vzorky mlžů se špatně odebírají (Prié 2021). Jedna nebo více funkčních skupin často hraje hlavní roli v ekosystémových procesech. V některých mořských a sladkovodních systémech patří mlži mezi dominantní filtrátory, kteří tvoří většinu biomasy a jejich úkolem je vykonávat kontrolu nad strukturou a funkcí ekosystému (Vaughn 2001). Dlouho převládal názor, že se mlži živí primárně fytoplanktonem, nedávno se ale potvrdilo, že se jedná o všežravce, jejichž potravní spektrum se liší podle biotopů a dostupnosti potravy (Vaughn 2018).

Začátkem 21. století přišla molekulární revoluce v oblasti vědeckého výzkumu sladkovodních mlžů, která vedla k obrovskému rozvoji, což výrazně změnilo chápání evolučních vztahů mezi sladkovodními liniemi mlžů (Zieritz 2018). K jejich poklesu a početnosti přispělo velké množství faktorů jako například ztráta stanovišť, fragmentace spojená s přehradami nebo jinými typy fyzických překážek, dále také odběr vody, bagrování, kanalizace, zhoršování kvality vody z důvodu eutrofizace, nadměrné využívání, změna klimatu nebo jiné typy znečištění (Ferreira-Rodríguez 2018). Očekává se, že změna klimatu a jeho vliv na výskyt invazních druhů bude malý, jelikož jsou už hojně rozšířeny.

3.2 Legislativa ČR

Na invazní druhy se vztahují určité evropské a národní zákony, které jsou uvedeny v legislativě. Jejich dodržování by mělo přispět k jejich účinné regulaci a prevenci šíření. Evropská unie se věnuje této problematice invazních druhů, jelikož je tomuto tématu v poslední době kladen větší důraz z hlediska dopadů na veřejnost a na životní prostředí.

V České republice stejně jako v mnoha jiných evropských zemích existuje rozvinutý a právně dobře ukotvený systém pro zavádění škodlivých organismů do zemědělství. V oblasti ochrany přírody je legislativa nedostatečná a nereaguje adekvátně na aktuální hrozby biologických útoků, ale téma invazních druhů se v posledních letech stalo jednou z priorit dokumentů české národní environmentální strategie (Pergl 2016). V české legislativě se cizími druhy zabývá především zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb., O ochraně přírody a krajiny. Orgán ochrany přírody může nařídít opatření k regulaci cizího druhu nebo hybridu, pokud je to nutné z hlediska vlivů na místní přírodu a krajinu. Regulační opatření může provádět v rámci běžné péče o pozemek nájemce, uživatel nebo vlastník. Z hlediska ochrany přírody je důležitý § 5 odst. 4 sbírky zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992. Ten uvádí, že „záměrné šíření geograficky cizího druhu rostlin nebo živočichů v krajině je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody.

Jedním z nejdůležitějších nařízení EU, které sjednocuje přístup EU v boji proti škodlivým druhům, je nařízení Evropského parlamentu EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které vstoupilo v platnost v lednu 2015. Nařízení stanovuje základní pravidla pro ty nejvíce invazní nepůvodní druhy v EU. Stanovuje kritéria pro hodnocení rizik, dává dohromady seznam nepůvodních druhů, omezení a možné výjimky, povinnosti monitorování, ničení nově objevených druhů nebo regulaci rozšířených druhů. Toto nařízení se vztahuje na druhy, které jsou uvedeny v seznamu invazních nepůvodních druhů nazývaném Unijní seznam, který byl zveřejněn 13. 7. 2016 jako prováděcí nařízení Komise EU 2016/1141. Jedná se o seznam invazních nepůvodních druhů, kteří mají velký nepříznivý dopad na biologickou rozmanitost, hospodářství a lidské zdraví v Evropské unii. V roce 2017 byl doplněn dalšími dvanácti druhy v rámci navazujícího prováděcího nařízení Komise EU 2017/1263. Další aktualizace proběhly v roce 2019 a 2022. Celkem je nyní na seznamu 88 druhů.

Členské státy by měly podle nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů zajistit regulační opatření pro již rozšířené druhy u unijního seznamu, kde budou stanoveny postupy, jak minimalizovat jejich dopady na biologickou rozmanitost, hospodářství a také na lidské zdraví (AOPK ČR).

Když nalezneme invazní druh nebo máme podezření, že se o invazní druh jedná, musíme daný nález zdokumentovat, tzn. zaznamenat jeho polohu, popis, rozsah výskytu, pořídit snímky a nahlásit na místně příslušném orgánu ochrany přírody, např. obecní úřad nebo správu národního parku. Členské státy musí zajistit, aby došlo k včasnému zajištění a rychlé eradikaci v případě, že objevíme nově zjištěný výskyt druhu, který se nachází v unijním seznamu.

Vysazování druhů, které se na daném území nevyskytují a jejich následný přesun je činnost, která spadá do působnosti příslušného orgánu ochrany přírody. Druhy, na které se vztahuje výjimka z požadavku na toto povolení, jsou uvedené v příloze IV. nařízení č. 708/2007. Pokud chceme invazní druh přesunout na jiné místo, je potřeba si zajistit vyjádření od poradního orgánu, jehož funkci zajišťuje tzv. společná meziřesortní komise pro nepůvodní a invazní druhy, dále nazývaná „společná komise“ (Pergl 2016).

Právní řád České republiky se cizími druhy zabývá poměrně obecně. Prevence, monitoring, zřízení systémů pro včasnou detekci a další principy jsou doporučeny v již zmíněném dokumentu k Úmluvě o biologické rozmanitosti. Ve většině případů nemají tyto druhy přímou oporu v naší legislativě (Poláková 2016). Pokud někdo vědomě doveze, vysadí nebo umožní šíření invazního druhu, dopouští se trestného činu, za který lze uložit pokutu 10 000 Kč pro fyzickou osobu a 1 000 000 Kč pro právnickou osobu nebo OSVČ.

3.3 Invazní druhy mlžů ve sladkovodním prostředí

Za invazní druh je považován ten, který byl za pomoci člověka zavlečen z původního prostředí do nového, překonal biogeografickou bariéru, kterou by sám nebyl schopen překonat. V posledním půl století roste počet zavlečených invazních druhů, a to kvůli tlaku člověka na přírodní společenstva, který neustále sílí (Lorencová 2014). Hlavní hrozbou pro vodní ekosystémy je invaze nepůvodních druhů živočichů. Jen málo zavlečených druhů se stane invazními a ty, jimž se to povede, mohou v nových lokalitách prosperovat (Boegehold 2021). Náhodně nebo úmyslně zavlečen a následně rozšířen nepůvodní druh je velmi vážný problém z hlediska ochrannářského, ekologického a ekonomického. Tyto druhy mění pozemní a vodní ekosystémy pozoruhodným tempem a představují jeden z nejdůležitějších environmentálních problémů vědecké komunity. Tím, že rozšiřují svůj areál a zastoupení v biotopech, dokážou vytlačovat původní druhy. Biologická invaze nepůvodních druhů přinesla velké změny, které ovlivnily jak využívání přírodních zdrojů, tak i vztahy mezi lidmi a jednotlivými složkami ekosystému (Sousa 2008).

Invazní druhy jsou často velmi odolné vůči extrémním podmínkám prostředí. Např. druhy *Corbicula fluminea* a *Dreissena polymorpha* se vyznačují rychlým růstem a vysokou plodností, díky níž se populace může rychle obnovit (McMahon 2002). Invazní mlži jsou velkou hrozbou pro přírodní biologickou rozmanitost (Ricciardi et al. 1998), ale jsou uznáváni díky jejich biologické aktivitě v odvětví průmyslu.

3.3.1 *Limnoperna fortunei*

Limnoperna fortunei je mlž známý v angličtině jako „golden mussel“ (oficiální český název nemá), který patří do čeledi Mytilidae. Pochází z čínských a jihovýchodních asijských řek a potoků a po světě se začal rozšiřovat až v posledních letech (Morton 1977). V roce 1965

byl zavlečen do Hongkongu a kolem roku 1990 na Tchaj-wan, do Japonska a Argentiny (Boltovskoy 2009). V 60. letech 20. století byl druh *L. fortunei* zaveden do systému zásobování pitnou vodou v Hongkongu v Číně a tím poprvé přitáhl vědeckou pozornost (Zhang 2022). Invaze *L. fortunei* je především způsobena tím, že se dobře přizpůsobuje okolnímu prostředí, což jí umožňuje přežít v široké škále vodních podmínek (Zhao et al. 2019). Je třeba zmínit, že se většinou šíří pouze larvy/juvenilní jedinci, protože dospělci tohoto druhu se nedokážou šířit na velké vzdálenosti.

L. fortunei se nazývá “golden mussel“ kvůli tomu, že má žlutohnědé lastury, které ve vodě vypadají zlatě (Darrigran 2002). Vyznačuje se bentickým životním stylem. Přichycuje se jak k různým tvrdým podkladům, jako jsou kmeny a bahno-písčité substrát, tak i k umělým podkladům, jako jsou např. stěny infrastruktury, potrubí atd.

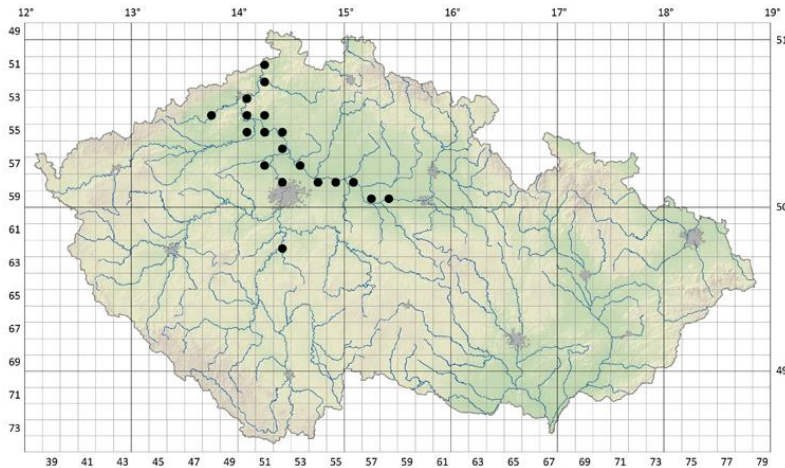
Tam, kde tvrdé substráty bývají vzácné, se larvy většinou usazují na malých oblázcích a na starších exemplářích mlžů rostou noví mlži. Tímto způsobem produkují tvrdý substrát, který je složený z lastur (Darrigran 2002).

Je to škůdce, který způsobuje velké ekonomické ztráty tím, že znečišťuje a ucpává průmyslovou a vodohospodářskou infrastrukturu (Boltovskoy & Correa, 2015; Muniz et al. 2005). Řadí se k nejvíce agresivním útočníkům v Jižní Americe. Je to jediný sladkovodní mlž v této oblasti, který má larvální stadium. Vyznačuje se krátkou délkou života a vysokou plodností (Darrigran 2002).

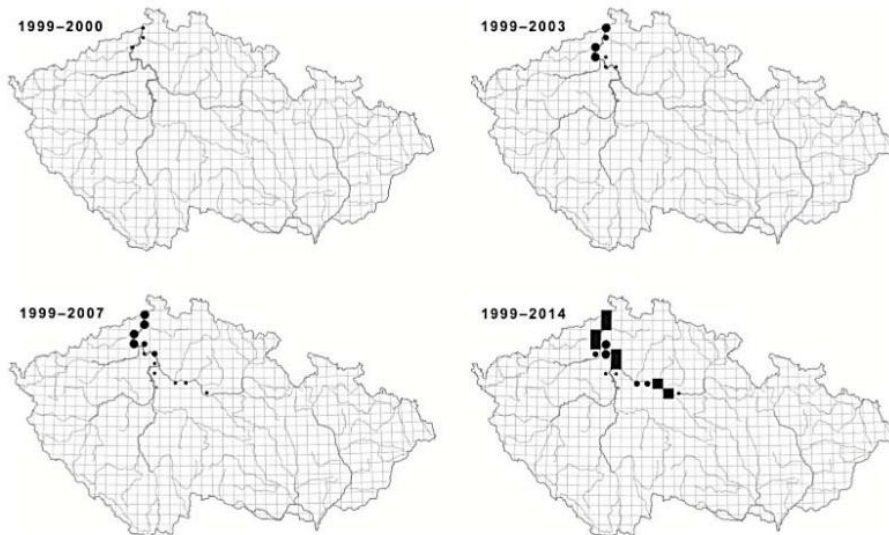
3.3.2 *Corbicula fluminea*

Corbicula fluminea neboli korbikula asijská patří mezi nejinvazivnější druhy ve sladkovodním prostředí, který se vyznačuje rychlým růstem, dřívější pohlavní dospělostí a krátkou délkou života (Sousa 2008). Metcalf (1966) uvedl, že poprvé pozoroval a shromáždil *C. fluminea* poblíž El Pasa v Texasu v listopadu 1964. Vzorek, který je nyní v Houstonském přírodovědném muzeu, byl však odebrán z řeky Neches v září 1958 a ostatní byly pořízeny v září 1964, což bylo ještě před Metcalfovou zprávou (Karatayev 2005).

Tento druh může sloužit i jako potrava pro člověka (Lee et al. 2013), navíc tím, že dobře filtruje vodu (Viergutz et al. 2012), dochází k vyššímu riziku příjmu mikroplastů, které se ve vodě objevují. Využívá se i jako dobrý bioindikátor a testovací organismus v různých ekosystémech, které jsou znečištěné a vyskytují se tam mikroplasty, kterým je tento druh vystaven prostřednictvím vody a sedimentů (Sousa et al. 2008). Dále také může ovlivňovat původní druhy mlžů. Vliv mlže *C. fluminea* na původní druhy je dost sporný. V některých oblastech se může vyskytovat i s jinými mlži, například v Savannah River, Jižní Karolíně a Ohio River, ale může také významně ovlivnit původní společenstva měkkýšů v jiných oblastech (Schmidlin 2007). Strategie *C. fluminea* se vyznačovala především rychlou invazí na velkou vzdálenost. Důkazy vysvětlující mechanismus většiny takových nových událostí jsou však často spekulativní a obecně nejasné (Karatayev 2005).



Obrázek 1: (Beran 2018) Mapa rozšíření korbikuly asijské (*Corbicula fluminea*) v České republice



Obrázek 2: Vývoj rozšíření druhu korbikula asijská, *Corbicula fluminea* v ČR (Lorencová 2014).

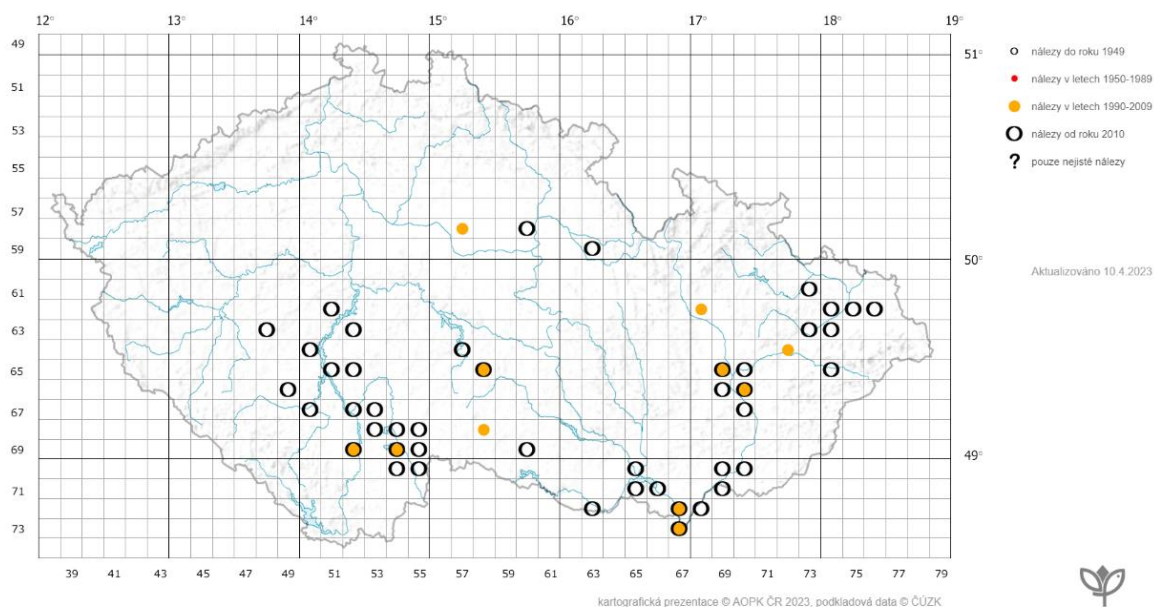
3.3.3 *Sinanodonta woodiana*

Sinanodonta woodiana neboli škeblice asijská patří do čeledi Unionidae. Jedná se o poměrně robustní druh mlže s výrazně tlustou stěnou lastury, který je svým zbarvením velmi variabilní (Kraszewski & Zdanowski, 2007). Tento druh se přirozeně vyskytuje v systému dvou velkých asijských řek Amur a Yangtze. Chov ryb přispěl k rozšíření tohoto druhu v jižní a jihovýchodní Asii a v Jižní Americe (Kraszewski 2007).

Na území České republiky byl první nález tohoto druhu zjištěn na Moravě v povodí Dyje v roce 1996 a přímo v Čechách byl nalezen o pět let později v roce 2001 (Beran 2008). Tento druh byl k nám zavlečen pravděpodobně z Asie ve formě glochidia na žábrech hostitelských ryb, konkrétně tolstolobika, tolstolobce a amura (Horsák et al. 2010). Je to teplomilný druh, který obývá převážně jemné sedimenty stojatých a pomaleji tekoucích vod (Kraszewski & Zdanowski 2001). Jedná se o bentického živočicha, který se váže na měkké sedimenty a snáší špatnou kvalitu vody z hlediska organického i anorganického znečištění. Dospělci *S. woodiana* kombinují bentické a filtrované krmné režimy (Konečný 2018) a velmi efektivně konzumují potravu ze sestonického prostředí. Tím vysoce účinně vyčerpávají živiny (Douda a Čadková

2017). Samice *S. woodiana* ve svých žábřácích plodí své potomstvo a vypouští pak až zralé larvy neboli glochidia do vodního sloupce. Tam se přichytí na rybí hostitele, kde dále dokončují svůj vývoj a mění se ve volně žijící jedince. Doba vývoje trvá až 5 let (Chen 2015).

Výskyt druhu *Sinanodonta woodiana* podle záznamů v ND OP



Obrázek 3: Výskyt druhu *Sinanodonta woodiana* v jednotlivých periodách podle záznamů v ND OP ((AOPK ČR 2023)

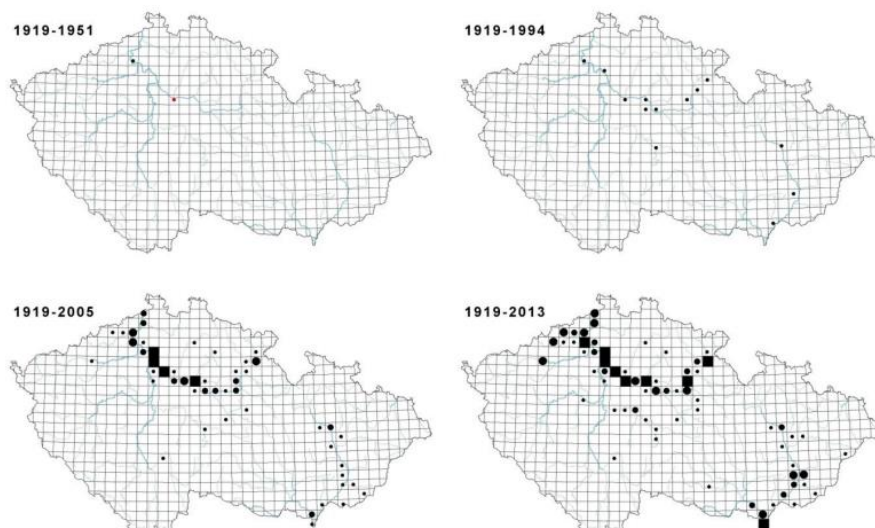
3.3.4 *Dreissena polymorpha*

Dreissena polymorpha neboli slávička mnohotvárná patří mezi nejagresivnější sladkovodní invazní druhy na severní polokouli, která v Evropě a Severní Americe způsobila vážné ekologické a hospodářské dopady (Karatayev 2007). Do ČR se tento druh dostal pomocí řeky Labe z Německa. Koncem 19. století byl zaznamenán první nález v okolí Ústí nad Labem (Beran 2018). Tento druh patří do čeledi slávičkovití (Dreissenidae). Má trojhranně člunkovité lastury, které měří obvykle 26–30 mm. Na šířku mají 13–15 mm a jsou 16–17 mm silné. Obvykle mají tmavě hnědé klikaté čáry na lastuře. Mohou ale dosahovat délky až 50 mm (Beran 2018). *D. polymorpha* je vynikající příklad velmi úspěšného sladkovodního invazního živočicha. Od roku 1700 se rozšiřuje od původního kaspického pobřeží a Černého moře směrem na západ. V 80. letech 20. století se dostala do Severní Ameriky a stále se šíří jak v Evropě, tak v Severní Americe (Boltovskoy 2015). Tento druh má sezónní rozmnožování. Samice *D. polymorpha* mohou naklásť i přes 106 jiker a samci až téměř 1010 spermií. Toto záleží hlavně na velikosti jedinců. Obě pohlaví uvolňují přibližně stejné množství pohlavních buněk, které před třením mohou tvořit v mnoha případech až 30 % tělesné hmotnosti (Sprung 1991).

Tento druh může poskytovat potravu jak pro živočichy žijící ve vodě, tak ale i v jeho okolí. Mezi jeho další výhody patří možnost filtrace vody, díky čemuž je voda více průhledná. Slávička může ucpávat potrubí a tím bránit průtoku vody, přichycuje se na signální bóje a trupy

lodí, které poté mohou být napadeny i zevnitř. Dále se také přichycují na rybářské sítě. Působí tak velké škody z hlediska ekonomického (Karatayev 2007).

Jedinci *D. polymorpha*, kteří se nově usadí na substrátu, se pohybují pomocí nohy a pomocí byssových vláken se přichytí. Díky tomu jsou velmi pohyblivá. Můžou tvořit jedno – nebo vícevrstevné drúzy, které mohou být v extrémních případech až 15 cm silné. Záleží na tom, jaký je typ substrátu, potravy a podmínky kyslíku (Karatayev 1983).



Obrázek 4: Časový průběh šíření slávičky mnohotvárné od prvního zaznamenaného výskytu do roku 2013 (Lorencová 2014).

3.3.5 *Dreissena rostriformis bugensis*

D. rostriformis bugensis se začal šířit mimo své území až v polovině 20. století (Karatayev 2014). Počáteční šíření bylo pomalé, ale od 80. let 20. století se začal rychle rozšiřovat nejen ve východní a západní Evropě, ale i v Severní Americe (Karatayev 2011). Původem pochází z řek Dněpr a Bug a z úmoří severního Černého moře. Přibližně do poloviny 20. století se její výskyt omezil na Ukrajinu (Therriault 2005). Od té doby dále došlo k expanzi na východ do Ruska (Zhulidov 2004).

D. rostriformis bugensis patří mezi nejznámější sladkovodní invazní druhy, které mají velký vliv a dopad jak z hlediska ekonomiky, tak ekologie (Burlakova 2012). Jedná se o ekosystémového inženýra, který modifikuje kolonizované bentické prostředí tím, že se připojí k substrátu a prostřednictvím svých vláken vytvoří trojrozměrnou strukturu podobnou útesu (Sousa 2009). *D. rostriformis bugensis* je typický sladkovodní druh, který se vyhýbá slanosti nad 3–4‰ (Therriault 2005). Je velmi podobný *D. polymorpha*. Žije převážně přisedlým způsobem na pevných substrátech, jako jsou kameny, umělé stavby ve vodě nebo ponořené kmeny stromů. Vzácně se dokáže uchytit i na měkkých sedimentech na dně. Délka života bývá okolo 3–5 let. Je to gonochorista, tudíž oplození je vnější. Larva je součástí planktonu a později se přichytí k podkladu pomocí bysových vláken.

Má volně plavající planktonní larvy a připojené dospělé stadium. Jak rychle roste, závisí na široké škále proměnných prostředí včetně teploty, potravy, ročního období, hloubky, rychlosti vody a dalších faktorů. Mnohé z těchto proměnných se mění. Například na podzim se mění dostupnost potravy s poklesem teplot. Dále zvýšení teploty vody zvyšuje rychlost růstu

D. rostriformis bugensis v širokém teplotním rozsahu. Dostupnost potravy značně ovlivňuje růst *D. rostriformis bugensis* (Karatajev 2014).

3.4 Způsoby šíření a jejich rizika

Invazní druhy se mohou poměrně rychle šířit ve vodních tocích, ale také mají tendenci šířit se mimo regionální povodí. Toto rozšíření je v kontrastu se zmenšujícím se areálem některých původních druhů, které vykazují známky rozpadající se populace (Kobialka et al. 2009). Znalost schopnosti šíření je proto důležitá jak pro pochopení potenciálního invazního šíření, tak pro ochranu populací citlivých původních druhů. Vektory, které zajišťují přirozené šíření invazních druhů, jsou často neznámé, zejména pasivní rozptýlení neboli zoochorie nenachází moc velké pochopení (Coughlan 2017).

Pro *D. polymorpha* a *C. fluminea* byly navrženy různé přirozené mechanismy šíření po proudu, jako je transport larev z jedné vodní plochy do druhé pomocí připojení k peří vodního ptactva (Johnson 1996) a konzumace, kde dochází k následnému průchodu střevem ryb a ptáků (Voelz 1998). Průchod střevy vodního ptactva není však moc pravděpodobný kvůli vysoké tělesné teplotě ptáků. McMahon (1982) předpokládal, že šíření asijských škeblí do Severní Ameriky bylo pravděpodobně urychleno jejich průchodem střevy živých ryb, ale není známo, zda mohou mušle přežít takový střevní průchod. Pokud mohou, tak to může umožnit šíření těchto jinak přisedlých organismů, což jim umožňuje kolonizovat nová stanoviště (Gatlin 2013).

Dovezené ryby jsou pravděpodobně infikovány glochidiem *S. woodiana* (Konečný 2018). Životní cyklus, který zahrnuje parazitické stadium, tzv. glochidium, pravděpodobně usnadnil rychlé šíření *S. woodiana*. Glochidia se uvolňují do vodního sloupce a přichycují se k rybímu hostiteli, kde dokončují svůj vývoj. Jejich glochidia zůstávají přichycena na žábách nebo ploutvích hostitelských ryb po dobu 5–20 dnů, než dojde k přeměně na volně žijícího jedince (Donrovich et al. 2017). Tato doba je dostatečná pro to, aby došlo k úspěšnému rozšíření obchodu se sladkovodními rybami pro účely akvakultury a rybolovu na velké vzdálenosti po celé Evropě. *S. woodiana* má velmi široké hostitelské spektrum, a může tudíž využít všechny dosud testované evropské druhy sladkovodních ryb (Douđa et al. 2012).

Globalizace ekonomiky a obchodu podpořila šíření exotických druhů včetně pěti hlavních vetřelců – *D. polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, *C. fluminea*, *C. flunalis* a *L. fortunei* (Karatajev 2007). V průběhu let se vodní druhy volně šířily po světových oceánech prostřednictvím přírodních procesů, jako jsou mořské proudy a klimatické podmínky. V dnešní době však umožňují přepravu a šíření po celém světě těchto druhů i různé lidské aktivity a překonávají tak přirozené geografické bariéry, které nelze překonat přírodními prostředky (Abelando 2020). Hodně problematickým mechanismem šíření vodních invazních druhů je jejich přenos po souši, který zajišťují vlivy vznikající člověkem včetně vodních plavidel, přívěsů na lodě a rybářského vybavení (Coughlan 2020).

Na území České republiky se ve volné přírodě vyskytuje osm nepůvodních druhů vodních měkkýšů. Nejčastější vektor, který umožnil jejich šíření do Evropy, byla a je lodní doprava, kde jsou součástí balastní vody, nebo jako součást akvakultur v případě menších druhů. Na pevnině se šíří převážně svépomocí především unášením vodou, přichycením na lodě nebo zoochorií. Jejich šíření bylo do značné míry ovlivněno propojením dlouhodobě oddělených oblastí pomocí

kanálu a průplavů (Karatayev 2007). Rozšíření *D. polymorpha* je usnadněno jejich pelagickým larválním stadiem a schopností dospělých jedinců přichytit se na tvrdých substrátech, včetně člunů a lodí, což většina sladkovodních mlžů ze Severní Ameriky nedokáže (Karatayev 2014).

Kromě uváděných vztahů mezi využíváním půdy mohou distribuci Unionidae ovlivnit i další krajinné proměnné, jako je povrchová geologie (Chambers a Woolnough 2018).

Některé studie se zabývaly vlivem povrchové geologie na invazní mlže (Drake & Bossenbroek 2004), ale mnoho studií geologii ignoruje snad proto, že distribuce invazních mlžů často souvisí s proměnnými zprostředkovanými člověkem (Gallardo a kol. 2018). Nicméně faktory, jako jsou velikost substrátu nebo horninové podloží, mohou omezit rozšíření invazních mlžů jako *D. polymorpha* (Karatayev et al. 2015). Karataev a kol. (2011) zhodnotili invazní historii *D. polymorpha* a *D. rostriformis bugensis* napříč evropskými a severoamerickými vodami a zjistili, že se tyto dva druhy často vyskytují v mělkých vodních systémech, i když v hlubokých jezerech většinou *D. rostriformis bugensis* vytlačí *D. polymorpha* a do 10 let po invazi se tak stane dominantním druhem na příštích 10 let. Dokonce ani horská pásma nedokázala účinně zabránit šíření *C. fluminea* (McMahon 1983). Nejpravděpodobnějšími přirozenými mechanismy rozptylu jsou jak pasivní rozptylování pomocí vodních proudů, tak i aktivní pohyb po proudu (Karatayev 2005).

D. polymorpha a *C. fluminea* se liší od několika severoamerických sladkovodních mlžů tím, že mají neparazitické planktonní larvy (Mackie 1991), což omezuje jejich přirozenou schopnost šíření po proudu. Pohyb těchto dvou invazních druhů byl z velké části přisuzován antropogenním prostředkům (Kappes 2012).

3.5 Požadavky na prostředí

Tím, že lidé intenzivně využívali řeky, jezera a pobřeží oceánu, došlo k neúmyslnému nebo náhodnému vysazení nepůvodních druhů. K velké míře zavádění nepůvodních druhů, které zde nebyly dosud známé v několika posledních desetiletích, přispěly různé aktivity ve vodních ekosystémech jako např. akvakultura, rekreační aktivity, výstavba kanálů, vypouštění balastní vody, sportovní rybolov a cestovní ruch (Ricciardi 2000).

Bylo zjištěno, že například *D. polymorpha* osidluje spíše měkké sedimenty, jako jsou např. bahno a kal (Strayer 2006), ale nedochází k tomu v tak velké míře, a proto na těchto substrátech nebývá hustota tak velká. *L. fortunei* obvykle na bahnitěm substrátu zcela chybí (Burlakova et al. 2006). Mezi hlavní vodní plochy, které osidluje *L. fortunei*, patří jihoamerické rozsáhlé nížinné říční systémy především v oblasti Paraná a Uruguay. Jejich koryta jsou charakteristická hlavně jemnými a nezpevněnými sedimenty, které mohou být limitujícím faktorem pro rozšíření tohoto invazního druhu (Boltovskoy 2009).

Na březích řeky Río de la Plata v Buenos Aires se *L. fortunei* ve velkém množství daří v silně znečištěném odtoku dešťové vody (Boltovskoy et al. 2006). *S. woodiana* se v jižní Evropě vyskytuje v přírodních vodních plochách, ale ve vyšších zeměpisných šířkách s mírným klimatem. Obývá především vyhřívané vodní plochy a teplejší rybníky (Bespalaya et al. 2018). Naproti tomu *D. polymorpha* zmizela z několika jezer a řek v Evropě z důvodu znečištění a některé byly schopné znovu osidlovat další prostor a tvořit kolonie až poté, co se výrazně zlepšila kvalita vody (Boltovskoy et al. 2006).

S. woodiana je dost rozšířená ve svém původním areálu, kde žije v různých biotopech, jež modifikoval člověk, jako jsou rybníky vystavené intenzivní akvakultuře, znečištěná jezera v městských oblastech a zavlažovací příkopy (Konečný 2018). *S. woodiana* se ale začala šířit v první dekádě 21. století (Lajtner 2011) a její populace jsou dnes evidovány na mnohem chladnějších stanovištích. Vyskytují se například v subalpínských jezerech v severní Itálii a v oblastech vystavených poměrně dlouhým zimám, jako je jižní Švédsko (Kamburská 2013).

3.6 Faktory ovlivňující přežívání sladkovodních mlžů

3.6.1 Sezonní dynamika a vliv klimatu

Kvůli globální změně klimatu se extrémní jevy počasí vyskytují častěji než dříve a očekává se, že jejich frekvence a závažnost těchto extrémních klimatických jevů bude i nadále narůstat (IPCC 2007).

V letním období jsou mlži více náchylní k nákazám, a to vede k syndromu úmrtnosti. Objevuje se to především v mírných oblastech (Ilarri 2011). Způsobuje to několik faktorů jako například zvýšená teplota, stres či snížení koncentrace kyslíku (Weitere et al. 2009). Například Lurman et al. (2014) ve své studii zjistili, že v zimě dochází u *Unio tumidus* (velevrub nadmutý) oproti podzimu ke zvyšování objemu přefiltrované vody, a to zřejmě z důvodu, že v zimě je v potocích menší koncentrace řas, čímž se mlži živí. Musí tudíž přefiltrovat více vody v zimě oproti letním měsícům. Vohmann a kol. (2009) uvedli, že za úmrtnost *C. fluminea* v řece Rýn může nízké množství potravy jako např. množství řas a koncentrace organické látky, protože v létě bývá potravy méně z důvodu vyšších teplot. To má za následek období hladu. Ilarri a kol. (2011) dospěli k názoru, že velká vlna veder vedla ke snížení velikosti populace a masové úmrtnosti *C. fluminea*.

Podle Strayer a Malcom (2006) to, jak invazní mlži reagují na mortalitu, je závislé i na délce života jedince, kdy každý druh má jinou, tudíž důsledky jsou u každého druhu jiné. Například *S. woodiana* má delší délku života než *L. fortunei* nebo *C. fluminea*, proto i doba zotavení je rozdílná. Úmrtnost původních i invazních mlžů kvantifikovalo jen málo studií, ale obecně se prokázala vyšší úmrtnost u invazních druhů, která je vyvolaná například suchem (Haag a Warren 2008) a v další řadě i povodněmi (Sousa et al. 2012). Změny podmínek životního prostředí v důsledku náhlých a dramatických událostí, které jsou spojené se změnou klimatu, by také mohly otevřít příležitosti pro šíření invazních druhů, které dříve nebyly schopny udržet životaschopné populace (Crespo et al. 2017).

Uvádí se, že malé sladkovodní mušle jsou metabolicky aktivnější než větší jedinci *C. fluminea*, mají vyšší spotřebu kyslíku a větší míru vylučování amoniaku a míru emisí CO₂ (Xiao et al. 2014). Tato vysoká rychlost metabolismu a populační růst podporuje zvýšené čisté uvolňování živin prostřednictvím vylučování, což může mít významný dopad na koloběh živin v řekách, a to především v létě (Lauritsen 1989). Bylo prokázáno, že vitalitu a přežití mohla ovlivnit významně i zvýšená dávka UV záření, jelikož larvy *L. fortunei* jsou vysoce citlivé na toto záření (Perpelizin 2013).

3.6.2 Predace

Predace invazních mlžů je důležitým procesem při kontrole šíření a dopadu těchto nepůvodních druhů ve vodních ekosystémech. Je to velmi účinný mechanismus, který omezuje jejich populace. Invazní predátorská nepůvodní fauna ovlivňuje biodiverzitu a původní strukturu společenstev (David et al. 2017). Tyto účinky byly prokázány studiemi, které se zabývaly škodlivými dopady predace na ohrožených či původních druzích. Velmi silné účinky bývají ve sladkovodním prostředí (García-Berthou et al. 2005). Znalost vzájemného působení činitelů mezi predátory a kořisti u invazních druhů má význam z hlediska ochrany přírody a ekonomiky, protože tyto druhy mohou potenciálně narušovat ekosystémy a lidskou činnost (Williner 2012). Bylo zjištěno, že několik druhů ryb z ústí řeky Río de La Plata a řeky Paraná působí jako konzumenti *L. fortunei*. To vede ke spekulacím, že do určité míry mohou ryby regulovat populaci mlžů (García & Protogino 2005). Velikost může být limitujícím faktorem vybraného trofického chování. Predátor si vybírá potravu podle struktury a velikosti kořisti. Větší jedinci mají více masa, ale jsou tím pádem více odolní vůči rozbití. K predaci invazních mlžů může docházet v různých fázích jejich životního cyklu od juvenilních jedinců až po dospělé. Mladí mlži jsou vůči predátorům obzvláště zranitelní, protože jsou malí a nemají ještě vyvinuté ochranné schránky dospělých mlžů (Williner 2012).

V americké studii bylo zjištěno, že druhy *D. polymorpha* a *S. woodiana* jsou konzumovány velkým počtem rybích predátorů, jako jsou například kapr obecný (*Cyprinus carpio*), slunečnice příčnopruhá (*Lepomis microlophus*), krunýrovec maloústý (*Ictiobus bubalus*) a sumeček velký (*Ictalurus furcatus*) (Magoulick a Lewis 2002). Všechny tyto ryby s výjimkou sumečka velkého mají strukturu hltanových zubů, které drtí lastury (Ledford 2006), takže ty, které zkonzumuje tento druh ryby, se pravděpodobně dostanou až do žaludku, ale s velkým porušením. Požití a následný střevní průchod tak může být účinným přirozeným přenosovým mechanismem pro *D. polymorpha* a *S. woodiana*, pokud mlži přežijí.

Molloy et al. (1997) uvádějí, že *D. polymorpha* z řádu Veneroida má až 176 druhů predátorů, z toho jich 65 patří mezi ryby, 36 jsou ptáci, další klanonožci, krabi, raci, žahavci, želvy, hlodavci, kroužkovci, a dokonce i jiné slávičky, které dokážou filtrovat planktonní larvy.

Cizí predátoři se jeví jako škodlivější pro populace kořisti než ti původní predátoři (Salo et al. 2007) a změny stanovišť cizími druhy tak drasticky mění složení původních společenstev (Pimentel 2002). Několik cizích druhů se však dostalo do potravní sítě napadených oblastí jako kořist. Ze základního vědeckého hlediska je zajímavé, jak se z nového invazního druhu stává kořist v potravní síti. Pro přežití je zásadní umět se predátorům vyhýbat, a aby měli vyvinuté obranné mechanismy, díky kterým bude kořist zdatná, aby se snížilo riziko predace (Lass 2003). Fenomén interakce mezi predátorem a kořistí je zajímavý zejména v případě cizích druhů, které na jedné straně mohou poskytovat ochranu jiným vetřelcům a podporovat je v nových oblastech (Kobak et al. 2009) a na druhé straně mohou poskytovat nová, dříve nedostupná místa a útočiště, kde mohou dále přebývat před predátory, kteří loví původní zvířata (DeVanna et al. 2011).

3.6.3 Patogeny

Když jsou zvířata přepravována z jednoho povodí do druhého, je potřeba brát v úvahu, že se mohou v důsledku přepravy zavléct i patogeny (Naylor 2001). Mělo by se zamezit přenosu patogenů během přemísťování sladkovodních mlžů (Hoftyzer a kol. 2008). Vzhledem k tomu, že v současné době nemáme dostatek znalostí o chorobách sladkovodních mlžů, je zapotřebí, abychom získali více těchto informací o všech skupinách potenciálních patogenů.

3.6.4 Teplota

Kvůli značným účinkům, jež má teplota a její změny na biologické i populační úrovni, byla jejich fyziologická a biologická reakce mnohokrát studována (Schulte 2015).

Denní a sezónní změny teploty vody jsou pro Unionoidea s relativně omezenou pohyblivostí důležitým limitujícím faktorem ve fyziologických mechanismech, které jsou základem pro přežití a úspěšnou reprodukci (Block et al. 2013b). Ukázalo se, že při zvýšení teploty až na 33 °C dojde ke snížení přežití mnoha sladkovodních mlžů kvůli jejich nízké toleranci vůči teplu jednotlivých životních fází (Pandolfo et al. 2010). Také fyziologické funkce se obvykle zvyšují s rostoucí teplotou. U některých druhů mlžů však dochází k inhibici, když se okolní teplota blíží horní hranici tepelné tolerance (Vaughn 2006). Proto když dojde k překročení jejich tepelného minima, tak by mohli mít mlži sníženou schopnost hrabání.

Dále se ukázalo, že zvýšení teploty má za následek zrychlení srdeční frekvence a tím i dojde ke zvýšení rychlosti metabolismu u řady měkkýšů (Polhill 1996). Až dosáhne maximální hodnoty neboli bodu zvratu, dojde ke značnému poklesu a můžeme tak odhadnout jejich tepelný limit pro daný druh (Schulte 2015). Můžeme souhlasit s Ricciardim (1998) a Montaltem (2003), že dospělí snášejí teplotu vody až 35 °C, protože to byla nejvyšší teplota v Paraguai, kde byl tento druh sledován. V Paraguai je *L. fortunei* vystaven relativně vysokým teplotám nad 30 °C ve srovnání se svým přirozeným prostředím v Číně, kde bývá maximální průměrná měsíční teplota 27,8 °C (Ho et al. 2003), a dalším prostředí v Jižní Americe, kde jsou maximální měsíční teploty vody typicky pod 30 °C (Boltovskoy et al. 2009).

V literatuře nebyly dosud nalezeny žádné informace, které by uváděly horní hranici tolerance larev na teplotu vody. Cataldo a kol. (2005) testovali vývoj larev při teplotách do 30 °C, kdy rychlejší vývoj byl pozorován přibližně při 28–30 °C než při teplotě 25 °C. Studie (Werner 2008) potvrdila, že při teplotách okolo 2 °C, jimž jsou jedinci vystaveni po dobu 2 měsíců, jsou pro *C. fluminea* smrtelné. Zdá se, že původní druhy se lépe přizpůsobují nízkým teplotám než druhy invazní (French 1996).

3.6.5 Hloubka vody

Vzhledem k tomu, že migrace mlžů je velmi pomalá, jelikož jsou některé druhy přisedlé, může při prudkém poklesu vodních hladin dojít k hromadnému vymírání. Klesající vodní hladiny způsobily hromadné vymírání Corbiculidae (White and White, 1977; Morgan et al. 2003).

Tito mlži používají bysální vlákna, která slouží k přichycení k tvrdým podkladům, jako jsou skála, dřevo, další mlži, vodní stavby, vodárny, lodě a zařízení pro odběr vody (např. úpravný vody a elektrárny). Přisedlé škeble se proto nemohou rychle pohybovat, a když dojde

k poklesu hladiny, nebudou ponořeny. Výsledkem je, že v pobřežních zónách řek a jezer v obdobích nízkého průtoku nebo sucha mohou škeble umírat v důsledku vysychání (Collas et al. 2014). Několik autorů uvádí, že v důsledku těchto nepříznivých podmínek prostředí dochází k hromadnému úhynu druhů měkkýšů (Bódis 2014). I když se škeble snažily sledovat rychle klesající vodní hladinu, téměř všechny uschly. Některé byly uvězněny v dírách, kde zůstala voda, které později vyschly nebo zamrzly. V důsledku tohoto hromadného úhynu došlo k nahromadění prázdných lastur na tomto substrátu (Gutiérrez et al. 2003). Zatímco vysychání v těch nejmenších hloubkách přímo způsobilo vymírání populace, v dalších hloubkách ovlivnily nízké teploty vody přežívání mlžů na dlouhou dobu. Datum smrti však záviselo na velikosti mlže a hloubce vody. I když mohou Corbiculidae přežívat krátkodobé vystavení extrémním podmínkám, jako jsou nízké teploty, vysychání a nedostatečný přísun kyslíku, zdá se, že když tyto události trvají týdny, vážně poškozují populace (French & Schloesser 1996).

Očekávání, že biomasa a produktivita fytoplanktonu jsou vyšší na mělčích stanovištích než na stanovištích hlubších, je založeno na předpokladu, že proces zdola nahoru je jediným procesem, který reguluje biomasu fytoplanktonu v závislosti na hloubce (Lopez et al. 2006).

Collas (2018) ve své studii zjistil, že všechny rody mlžů se mohou vyskytovat v mělčích oblastech. Corbiculidae, Unionidae a Margaritiferidae se ale nevyskytovali pod 31 m a Dreissenidae a někteří Sphaeriidae byli zaznamenáni v hloubkách větších než 100 m, 150 a 350 m. Druhy, které mají úzkou hloubkovou distribuci, budou pravděpodobně více ovlivněny změnami v tocích řek, které také ovlivňují hladiny jezer a rybníků.

Když se *D. rostriformis bugensis* a *D. polymorpha* usadí ve sladkovodní nádrži, obě využívají jako potravu seston a tvrdý substrát k uchycení. Avšak při společném výskytu těchto druhů dochází k hloubkové pásmovitosti, kdy *D. rostriformis bugensis* se hojněji vyskytuje v hlubších a chladnějších částech vodních útvarů než *D. polymorpha* (Jones a Ricciardi 2005). Mitchell et al. (1996) také zjistili regionální rozdíly v hojnosti a maximální hloubce těchto druhů ve vztahu k hloubkovým gradientům, ale dodali, že teplota má tendenci korelovat s hloubkou jezera a že tento vzorec může být způsoben spíše vyššími zimními teplotami než nižšími teplotami vody v létě.

3.6.6 Negativní dopady způsobené invazí mlžů

Dopady mnoha nepůvodních druhů mlžů jsou stále špatně chápány a dále zůstávají neodhaleny. Pro biologickou funkci a rozmanitost sladkovodních ekosystémů představuje šíření nepůvodních druhů mlžů velkou hrozbu. Bylo zjištěno, že mlži mají potenciálně škodlivé dopady. Kolonizace invazními mlži proto patří mezi hlavní a rostoucí hrozbu pro místní původní mlže, protože cizí druhy postupně rozšiřují svůj areál (Sousa et al. 2014).

Filtrace vody a biologické znečištění jsou nejčastější mechanismy, které považujeme za problematické v nepůvodních oblastech. Tyto mechanismy mají velké účinky na funkci ekosystému, biodiverzitu, stanoviště a lidskou infrastrukturu (Douda 2017).

Invazní mlži také vylučují velké množství odpadu, který může měnit koloběh živin a poskytnout tak zdroje pro primární producenty (Sousa 2014). Hromadné úhyny těchto mlžů mohou navíc pokrýt dna rybníků a jezer lasturami a způsobit tím místní zvýšení koncentrací živin, které mohou změnit koloběh živin, negativně ovlivnit kvalitu vody a snížit kyslík (McDowell 2017).

Jedním z nejvýznamnějších a nejstudovanějších invazních druhů ve sladkovodních ekosystémech je *D. polymorpha*, která je zařazena mezi 100 nejhorších invazních druhů a po celém světě tak způsobuje vážné přímé i nepřímé ekologické a ekonomické škody (Strayer 2010).

Předpokládá se, že přidavek CaCl_2 do napadených společenstev zvyšuje růst a početnost invazních mlžů, což způsobuje větší negativní dopad na společenstva, ve kterých se tyto invazní druhy vyskytují. CaCl_2 se používal k tomu, aby se zvýšil podíl vápníku v laboratorním prostředí, a díky tomu bylo zaznamenáno zvýšení růstu a přežívání asijských škeblí (Coldsnow 2021).

3.6.7 Parazitismus

Úloha parazitů v úspěšnosti invazí mlžů nebyla dosud pořádně zjištěna a důkladně prozkoumána. Toto tvrzení je překvapivé vzhledem k tomu, že u sladkovodních mlžů se vyskytuje bohaté společenstvo parazitů. Parazitismus byl nedávno označen za jeden z nejzávažnějších prioritních témat výzkumu v oblasti hodnocení ochrany sladkovodních mlžů. Tito paraziti výrazně snižují reprodukční výkon, růst a přežívání hostitelů mlžů (Taskinen 2021). Parazitismus může v extrémních případech vést až k masové úmrtnosti (Solomieu 2015). V roce 1797 byly na žábřácích evropských sladkovodních mlžů nalezeny malé organismy. Evropské sladkovodní mušle byly pojmenovány jako *Glochidium parasiticum*, považované za parazity těchto zvířat. Teprve v roce 1832 se ale zjistilo, že se nejedná o parazity, ale o larvy samotných mlžů inkubovaných v žábřácích. Termín *glochidium* ale zůstal zachován a dosud se používá jako název pro larvy mlžů z nadčeledi Unionacea (Felipi 2009). Pro mlže řádu Unionoida, kteří se liší od ostatních druhů, jsou typické parazitické larvy (GRIZZLE 2009).

3.7 Ekonomické ukazatele dopadů na prostředí

Prakticky pro všechna odvětví se invazní mlži stávají rostoucím ekonomickým stresorem, a to obzvláště pro ta, která jsou spojena s vnitrozemskými vodami. Dochází tak ke značným finančním ztrátám. Klíčovými taxonomickými skupinami stále chybí kvantifikované socioekonomické náklady, což brání efektivnímu zhodnocení nákladů a přínosů. V důsledku toho nelze těm, kdo rozhodují, odůvodnit potřebu investovat alespoň omezené dostupné zdroje do prevence a kontroly (Diagne 2021). Přestože se ukázalo, že preventivní opatření jsou nákladově výhodnější než odstraňování škod, omezení investic stále přetrvává. Následná kontrola druhů s předinvazními opatřeními není totiž moc dobře financována (Leung 2002).

V současné době má většina zemí omezenou kapacitu ke zvládnutí invaze a je stále více nucena rozhodovat se o investicích do biologické bezpečnosti na úkor jiných společenských potřeb. Protože se ukázalo, že invazní mlži jako například škeblice asijská (*S. woodiana*) a slávička mnohotvárná (*D. polymorpha*) představují vysoké náklady, zaměřila se pozornost veřejnosti na vodní invazi více než při ekologickém dopadu. Přitom ekonomické a ekologické dopady jsou většinou propojeny (Haubrock 2022).

Navzdory proslulosti invazních sladkovodních mušlí ve vědě nebyly o invazích syntetizovány údaje o tom, jaké jsou jejich ekonomické náklady. Nedávno byla vyvinuta databáze InvaCost, aby se zabývala touto velkou mezerou v údajích a poskytla základ pro

kvantifikaci nákladů na invazní druhy po celém světě. Tato databáze obsahuje komplexní informace o nákladech na 500 invazních druhů, např. typy nákladů, oblasti dopadu, regionální charakteristiky a jejich spolehlivost odhadů nákladů (Diagne et al. 2020).

Bylo například zjištěno, že se mlži ve velkém množství hromadí na stavbách jímání vody a chladicích systémech elektráren, což vede k nákladným odstávkám a opravám. Odhadovaný ekonomický dopad škeblí na energetický průmysl jen v oblasti Velkých jezer se odhaduje na více než 250 milionů dolarů ročně. Celkový odhad ekonomických nákladů, které jsou spojeny s asijskými škeblemi ve Spojených státech, byl vyčíslen na 1 miliardu dolarů ročně (Pimentel 2005). Finanční prostředky, kterými můžeme přispět k omezení či úplné eradikaci invazních druhů mlžů, můžeme získat pomocí dotačních programů z rozpočtu státu a programů EU (Görner 2021).

3.8 Hodnocení environmentálních rizik invazních mlžů

3.8.1 Role veřejnosti

Regulace škodlivých druhů by byla pro stát velmi obtížným a téměř nemožným úkolem, kdyby se na ní nepodílela veřejnost. Nedostatečná informovanost veřejnosti může vést k dalšímu šíření invazních druhů (Muetting a Gerstenberger 2011). Otázkou ale je, zda jsou příležitosti pro tuto účast dostatečně a vhodně přizpůsobeny, aby mohly být skutečně realizovány. Např. vzdělávací kampaně mohou zvýšit povědomí o tomto problému a tím mohou zvýšit podporu managementu (García-Llorente et al. 2011). Velmi podstatnou roli v regulaci invazních druhů hrají nevládní neziskové organizace. Stát může tyto právnické osoby finančně podporovat například prostřednictvím dotací souvisejících s prevencí, regulací a eradikací zavlékání škodlivých rostlinných a živočišných druhů z Operačního programu životního prostředí. Jednou z hlavních podmínek pro získání dotace je souhlas vlastníka pozemku s realizací projektu na svém pozemku a musí také zajistit příjemci podpory udržitelnost projektu po dobu nejméně 10 let od jeho dokončení (Doležalová 2011).

3.8.2 Potenciální vliv invazních druhů mlžů na jednotlivé složky prostředí

Invazní mlži mají velký vliv na okolní ekosystém a jeho jednotlivé složky. Sem patří například fytoplankton, ryby, zooplankton a prvky abiotického prostředí. Všechny druhy invazních mlžů jsou filtrátoři, což znamená, že při krmení získávají z vodního sloupce organické látky a plankton. Tento proces může snížit množství suspendovaných částic ve vodě, což může vést ke zvýšení čistoty vody. Jejich potrava se skládá nejen ze suspendovaných částic, jako jsou bakterie, mikrozooplankton, fytoplankton a různá neživá organická hmota, ale i z rozpuštěného organického materiálu jako cukry a aminokyseliny. Mnoho mlžů dokáže kompenzovat pokles kvality potravy a udržet si tak přísun energie změnou rychlosti filtrace a asimilace a účinnosti třídění či absorpce (Hawkins 1996). Dospělí *D. polymorpha* a *L. fortunei* jsou obvykle stejně velcí a zdá se, že potřebují podobnou stravu. Oba se obecně živí sestonem včetně fytoplanktonu, bakterioplanktonu a malého zooplanktonu (Karatajev 2007).

Snížení množství nerozpuštěných částic může například snížit množství rozptylu světla ve vodě, což může mít negativní dopad na růst fytoplanktonu a dalších fotosyntetizujících

organismů. Jejich trus může způsobit sekundární znečištění okolní vody. Růst *L. fortunei* zejména u dospělých jedinců také spotřebovává rozpuštěný kyslík ve vodě, což zhoršuje kvalitu vody a způsobuje tak biologické znečištění (Wei et al. 2016). Invazní mlži můžou mít dále významný vliv na populace ryb v ekosystémech.

3.9 Prevence šíření a metody eliminace invazních druhů mlžů

Prevence je klíčem ke kontrole jejich šíření a existuje několik strategií, které lze zavést ke snížení rizika kolonizace nových prostředí invazními mlži. Studie prokázaly, že se rané stadium života projevuje zvýšenou citlivostí na chemické stresory, než když ho srovnáme s dospělými stadii (His et al. 1999). Vzhledem k tomu, že tvorba zárodečných buněk probíhá v raném stadiu vývoje, nepříznivé účinky na tyto buňky mohou mít za následek zhoršenou nebo inhibovanou reprodukci (Beiras 1995). Kromě toho může abnormalita vést ke zvýšenému podílu larev, jež nedosáhnou reprodukční zralosti, což může vést ke snížení plodnosti (Shang 2004).

V reakci na velké ekonomické ztráty způsobené biologickým znečištěním zkoumal veřejný i soukromý sektor po desetiletí účinné metody kontroly invazních mlžů v průmyslovém prostředí (Mackie 2010). Jsou zapotřebí biologická opatření určená k dekontaminaci vektorů. I když byla vyvinuta a testována řada protokolů biologické bezpečnosti, jež mají zabránit zavlečení a sekundárnímu šíření invazních druhů, např. ponoření do horké vody, vodní dezinfekční prostředky, vystavení vysychání a postřik horkou vodou, v závislosti na druhu je účinnost mnoha postupů prevence šíření často nejasná nebo neznámá. Možnosti managementu pro eradikaci a kontrolu zavedených populací invazních druhů jsou v současné době často náročné a nákladné (Coughlan 2020). I když byly na celém světě prováděny rozsáhlé pokusy s eradikací a regulací *C. fluminea*, žádný z nich neuspěl při zajišťování dlouhodobého řízení populací *C. fluminea*. Například mechanické metody, jako jsou bagrování a používání bentických bariér, mohou na krátkou dobu snížit biomasu i hustotu *C. fluminea*. Tyto strategie jsou však velmi nákladné, pracné a mohou negativně ovlivňovat původní obyvatele, aniž by bylo dosaženo úplné eradikace cílových populací *C. fluminea*. Proto je nutné naléhavě zavést nová řešení v oblasti techniky pro eradikaci a kontrolu *C. fluminea*. V laboratoři u simulovaných škeblí se zkoumala účinnost komerčně vyráběných přípravků na hubení škeblí a účinnost dostupných pelet suchého ledu k usmrcení *C. fluminea*.

Předpokládá se, že extrémní chlad vyvolá tepelný šok, jenž má za následek značnou mortalitu škeblí (Coughlan 2018). Proto byla navržena metoda tepelným šokem, kdy došlo k náhlému vystavení extrémnímu teplu nebo chladu jako mechanismu pro posílení dekontaminace zařízení, aby se snížilo šíření invazních druhů (Shannon et al. 2018). Stejně tak se usnadnilo pokračující potlačování zavedených populací (Coughlan 2019 b). Bylo například zjištěno, že aplikace páry účinně zabíjí mnoho invazních makrofyt (Crane 2019) a bezobratlých druhů (Coughlan 2020). Je ale potřeba dále hodnotit použití páry jako nástroje pro dekontaminaci invazních druhů, a to zejména pro identifikaci optimálních a druhově specifických ošetření (Crane 2019).

Úplné odstranění invazních populací je velmi obtížné a žádná kontrolní metoda tak není považovaná za zázračnou. I v případě že odstraníme invazní druh a dojde k mortalitě, následně je musíme dlouhodobě sledovat, provádět preventivní opatření a opětovně zavádět pravidelnou

léčbu (Sousa 2014). Události, které vedou k masové úmrtnosti a rychlému vymírání organismů, jsou velmi důležité při kontrole velikosti populace, ale jsou vzácné, tudíž je špatně zjištělné jejich množství. Tyto události způsobují, že se mrtvá těla dostávají do vodního prostředí a tím způsobují výrazný dopad na ekosystém (McDowell 2019). U velkých mlžů jako např. u škeble asijské není zavedený žádný plošný sběr dat, který by byl organizován státem a byl adekvátní (Poláková 2016). Coughlan a kol. (2018) v několika laboratorních experimentech prokázali, že aplikace pelet suchého ledu, tj. pevné pelety CO₂ při teplotě -78 °C a jeho následný tepelný šok lze použít k usmrcení populací *C. fluminea*, což činí tuto metodu potenciálně dostupnou pro účinnou a rychlou kontrolu a případnou eradikaci populací *C. fluminea*.

Bylo zjištěno, že některé prostředky na dezinfekci vody částečně nebo úplně zabíjejí invazní mlže (Bradbeer et al. 2020), ale druhově specifická citlivost invazních mlžů na dezinfekční prostředky musí být dále ještě potvrzena a studována, například pokud jde koncentraci roztoku (Coughlan et al. kol. 2020).

Jednou z nejčastějších proměnných, které ovlivňují variabilitu hustoty Unionoidea a Corbiculidae, byla geografická poloha, přičemž podélná poloha podél řeky působila jako vysvětlující proměnná (Atkinson a kol. 2012). S rostoucí vzdáleností od pramenů se zvyšuje druhová bohatost a početnost (Chambers a Woolnough 2018).

3.9.1 Metody včasné detekce výskytu druhu na lokalitě

Vědci a politici věnují pozornost nepůvodním invazním druhům, protože jsou hlavní příčinou ekologických, ekonomických a zdravotních škod. Včasná detekce cizích druhů, zejména potenciálně invazních druhů, je předpokladem pro účinné a včasné zabránění šíření, a pokud je to možné tak vymýcení a zmírnění hrozby pro ekosystémy a ekonomiku (Ardura 2017). Rozhodnutí týkající se řízení by měla být uskutečněna včas, aby se zvýšila pravděpodobnost úspěchu, i když je to do velké míry závislé na včasném odhalení. K identifikaci druhů se tradičně používají metody založené na morfologických znacích (Xia 2018). Nástroje pro včasnou detekci a monitorování invazních druhů by měly být rychlé, nákladově efektivní, technicky dostupné a přesné (Darling 2007).

Priority managementu musí být stanoveny s ohledem na dotčené plochy a cílové druhy pomocí mapování rozšíření druhů, které byly pravděpodobně ovlivněny možným managementem, a také s ohledem na možnost získání dostupných finančních a časových zdrojů (Pergl a kol. 2016). Cílem ochrany přírody není dospět k definitivnímu odstranění všech invazních druhů v České republice, nejsou toho schopni, jelikož chybí možnosti k jeho uskutečnění (Pergl a kol. 2016).

Rychlost šíření, početnost a pokrytí patří mezi hlavní faktory, které používáme pro hodnocení následků invaze a samotné kontroly (Poláková 2016). Některé základní metody lze použít při mapování či monitorování a k identifikaci druhu na lokalitách s ohledem na podmínky prostředí a vývojové stadium druhů v oblastech. Zjišťování přítomnosti dospělců využívá standardní metody, které jsou používány pro odběr vzorků velkých mlžů a vychází z existujících metod mapování přítomnosti mlžů v ČR (Cummings a kol. 2016).

Tradiční detekce invazních vodních druhů pomocí morfologické identifikace bývá obvykle velmi náročná a může vyžadovat vysoké odborné znalosti o jednotlivých taxonech, což vede ke zpomalení reakce na zmírnění šíření (Egeter 2022). Dále také zpracování vzorků může

velmi zpozdít fázi mezi odběrem vzorků a dokončením identifikace taxonů, což také vede ke zpoždění zmírňujících reakcí (Thomas et al. 2020).

Environmentální DNA je stále častěji shromažďována a analyzována k identifikaci vodních invazních druhů (Prié et al. 2021). Obecně bylo prokázáno, že metody identifikace eDNA překonávají mnohá omezení tradičních morfologických přístupů tím, že zkracují dobu, která je potřebná ke sběru dat, snižují náklady, závislost na konkrétních taxonomických znalostech a v některých případech snižují i potřebu transportu vzorků do vzdálených laboratoří, což umožňuje druhy rozpoznat a identifikovat už na místech, kde jsme vzorek odebrali nebo v jejich blízkosti (Egeter 2022). Omezit referenční databázi pouze na taxony, o nichž je známo, že se na dané studované lokalitě vyskytují, by mohlo být jedním ze způsobů, jak zmírnit potenciální problém vysoké chybovosti při taxonomickém přiřazení, kdy se mohou zvolit vhodné prahové hodnoty pro taxonomické přiřazení (Egeter 2022). V případě *D. polymorpha* si ji můžeme splést s jinými larvami měkkýšů, protože má pelagické larvální stadium, které je s nimi snadno zaměnitelné (Ardura 2017).

V důsledku globálního procesu migrace a vysazování druhů se objevila řada problémů, které dále přetrvávají a vyžadují neustálé sledování, protože pravděpodobnost vyhubení po úspěšném usazení druhu není moc velká. Účel trvalého monitoringu je především kvůli ekonomickému a ekologickému dopadu, proto druhy zavlečené do oblasti je nutné kontrolovat a napravovat škody, které způsobily, aby se zabránilo jejich rozmnožování a dalšímu rozšíření (Abelando 2020).

3.9.2 Sběr jedinců

Sklizeň invazních druhů je dobrým prostředkem, který napomáhá ke snížení negativních ekonomických a ekologických dopadů. Zlepšuje kvalitu vody a také komerční a rekreační využití ekosystémů (Mack 2000). Existuje mnoho metod, které vedou k odstraňování druhů z vodních systémů, včetně hydraulického bagrování, ručního odstraňování, odchytu nebo zabíjení elektrickým proudem. Každá z nich ovlivňuje okolní prostředí a biologická společenství (Wittmann 2012).

Bagrování nebo odsávání patří mezi široce používané metody získávání druhů ze sedimentů, které se používají k odstranění jak žádoucích druhů, jako jsou škeble, tak i těch nežádoucích bentických makrofyt (Hauton 2007). Bagrování je obecně považováno za významné narušení bentických organismů ve vodním prostředí, neboť snižuje populace bentických makrobezobratlých (Lewis 2001) a narušuje populační strukturu původních společenstev (Dernie 2003). Studie Wittmann (2012) zjistila, že fyzické odstranění, i přesto že je ekonomicky nákladné, bylo účinné při snižování početnosti cílových druhů do 450 dnů.

4 Metodika

Tato práce byla vypracována formou systematické rešerše. Pomocí metodiky PRISMA EcoEvo byl vypracován systematický přehled všech exportovaných článků podle předem definovaných klíčových slov. K vyhledání článků byla použita tato klíčová slova: mlži, biologická invaze, freshwater bivalve, invasive bivalve, *Limnoperna fortunei*, *Dreissena polymorpha*, invasive species, predation, *Corbicula fluminea*, *Sinanodonta woodiana*, population control, methods of elimination, prevention of spread, mortality rate of invasive freshwater bivalve, eradication invasive bivalve. Hlavní vyhledávací výraz k nalezení článků byl: (bivalve nebo clam nebo mussels) a (mortality nebo control nebo eradication nebo predation nebo elimination). Dále byly použity i vědecké názvy druhů *Dreissena rostriformis bugensis*, *Limnoperna fortunei*, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea* a *Sinanodonta woodiana*.

Pomocí kombinace těchto klíčových slov byly prohledány relevantní databáze vědecké publikované literatury tuzemských i zahraničních zdrojů. Hlavní vyhledávání probíhalo v databázi Web of Science. Další vyhledávání relevantních materiálů bylo provedeno pomocí služeb Scopus a Google Scholar.

Články byly prohledávány z větší části v anglickém jazyce, které byly publikovány mezi lety 1980–2022. Každý relevantní zdroj byl analyzován na základě prozkoumání abstraktu a dále byl detailně rozebrán. Za relevantní články byly považovány ty, jež se věnují konkrétním metodám eliminace a prevence šíření invazních mlžů ve sladkovodním prostředí. Nejvíce zastoupenými druhy invazních mlžů jsou *L. fortunei*, *C. fluminea*, *D. polymorpha* a *S. woodiana*.

Literatura, která byla prohledána, se zabývala sladkovodními mlži, jejich konkrétními metodami a mechanismy, které vedou k jejich eliminaci jako např. predace, parazitismus, chemická, fyzikální či biologická metoda. Dále byl zmíněn způsob šíření invazních mlžů pomocí balastních vod, potrubí nebo lodní dopravy, také jejich potenciální vliv na zdraví člověka a dopady na veřejnost. Včasná detekce a rychlá reakce během zamoření invazním druhem jsou nezbytné pro účinnou kontrolu populací a prevenci vzniku nových zamoření. Dále je také nutné zmínit, o jaký typ studie se jednalo, zda byl výzkum proveden v terénu např. sběrem jednotlivých larev invazního druhu ve vodním toku nebo vodní nádrži. Další možností je výzkum v laboratoři, modelový příklad, rešerše či mesokosmos. Tyto údaje byly zpracovány formou datové tabulky pomocí MS Excel a byly rozděleny do jednotlivých sloupců, aby byl vytvořen členěný a srozumitelný přehled. Celkem bylo exportováno přibližně 870 článků, ze kterých byly vybrány pouze relevantní s pomocí předem určených parametrů. Celkem se přehled skládal přibližně z 90 článků, které se zabývaly konkrétními metodami, jež přispívají k prevenci šíření nebo regulaci invazních druhů.

Údaje z těchto prací byly podle své povahy syntetizovány a na základě této analýzy byly formulovány závěry ohledně současných metod. Byly vytvořeny grafy, které se zaměřují na konkrétní druhy, jejich parazity, predátory, regiony, kde se nejvíce vyskytují a jejich možnosti prevence šíření a eliminace. V kapitole výsledky jsou tyto údaje podrobněji rozebrány a shrnuty.

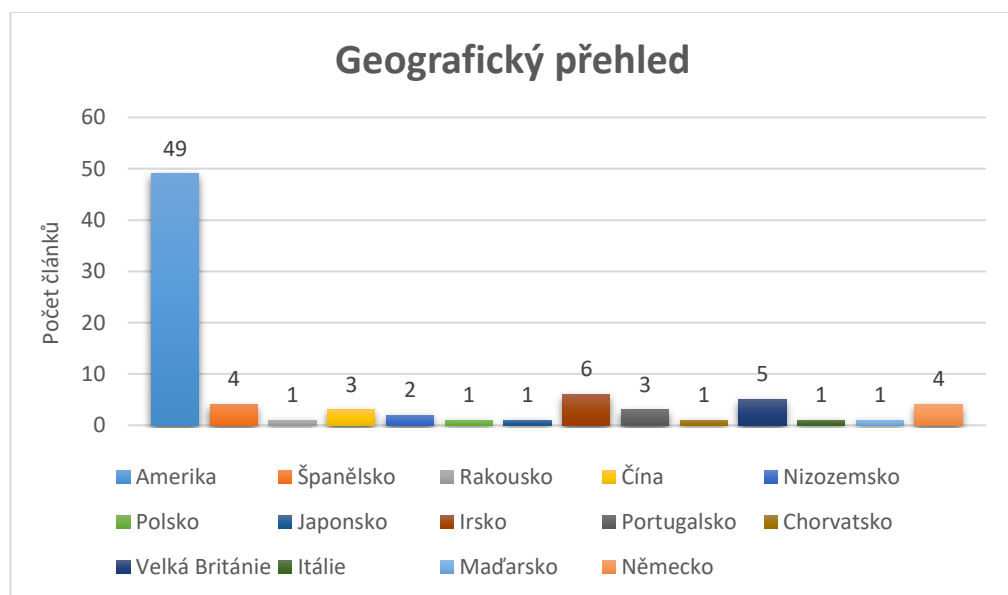
5 Výsledky

Tento průzkum vědeckých článků ukázal, že invazním mlžům ve sladkovodních ekosystémech se v poslední době věnuje velké množství publikací a je jim věnovaná čím dál větší vědecká pozornost. Rešerše se zabývala způsoby šíření a riziky invazních druhů mlžů ve sladkovodním prostředí a nalezením účinných metod, které by mohly přispět k eliminaci a prevenci šíření těchto druhů. Byly uvedeny konkrétní druhy, jejich charakteristika, faktory, které ovlivňují přežívání sladkovodních mlžů a jejich ekonomické dopady na prostředí. Konkrétní sledované druhy jsou uvedeny v Grafu 4.

Literární rešerše ukázala, že zavlečení invazních druhů mlžů má za následek i ohrožování původních druhů na daném území, jež může vést až k jejich vymizení. Fyzikální a biologické metody byly uvedeny jako jedny z nejčastějších možností eliminace a prevence šíření.

Byla vytvořena datová tabulka, která pojednává o konkrétních metodách prevence šíření a regulaci invazních druhů mlžů, a to jak v zahraničí, tak i v ČR. Díky této přehledné datové tabulce jsme mohli dospět k výsledkům, které jsou zde uvedeny formou grafů a tabulek.

Geografický přehled



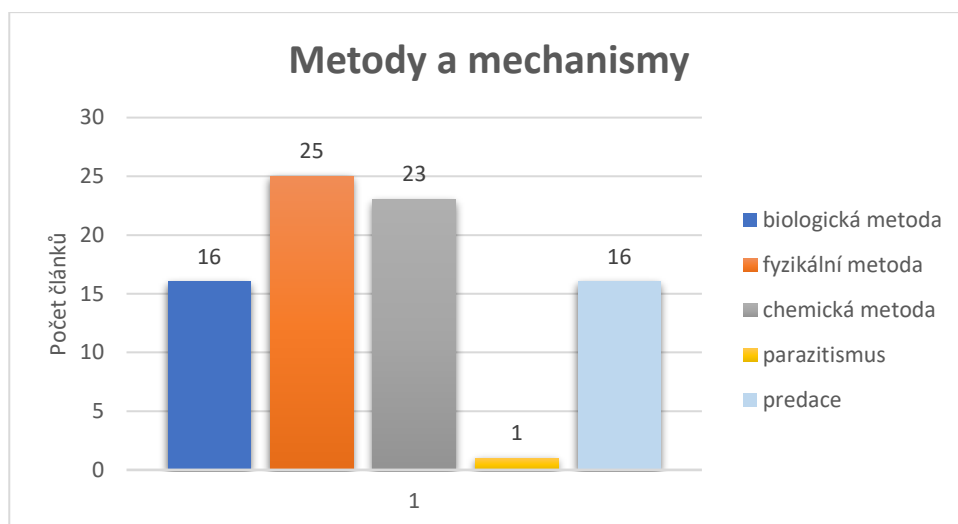
Graf- 1 Stručný přehled geografického rozšíření invazních druhů mlžů ve světě s výsledky převzatých z Web of Science.

V tomto grafu je znázorněno, v jakých oblastech vybrané výzkumy probíhaly. Je z něj patrné, že nejvíce se výzkumem zabírali v Americe, a to celkem ve 49 studiích. Může to znamenat velkou míru invaze na tomto kontinentu, a proto se hodně studií zabývalo konkrétními metodami, jak invazi zabránit přímo tam. Dále v Irsku bylo provedeno 6 studií a 5 ve Velké Británii. V dalších zemích jako např. v Číně, Španělsku a Německu byl počet studií zanedbatelný.

Celkově lze říci, že geografické rozšíření invazních mlžů je značně rozšířené a stále se rozšiřuje, což představuje významnou hrozbu pro vodní ekosystémy a lidskou činnost. Je důležité, aby země a regiony spolupracovaly na prevenci zavlékání a šíření těchto druhů a na

řízení stávajících populací s cílem minimalizovat jejich dopady, protože invaze bude do budoucna pokračovat.

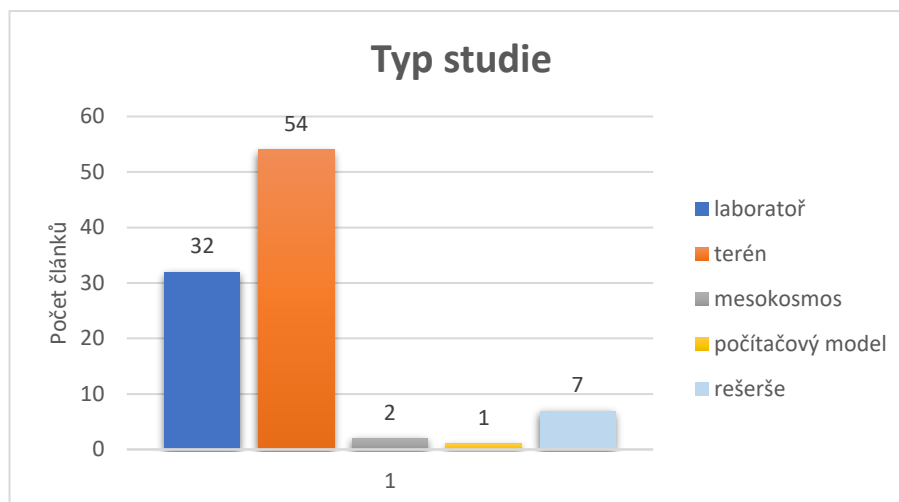
Metody a mechanismy



Graf 2- Jednotlivé metody a mechanismy, které byly použity k odstranění invazních druhů mlžů či k zabránění jejich šíření

Tento graf ukazuje, že 25 článků se zabývalo fyzikální metodou, která zahrnuje ruční sběr, bariéry a bagrování. Jako další v pořadí je dále velmi účinná chemická metoda. Chemické metody kontroly zahrnují použití chemických látek k hubení invazních mlžů. Tyto metody mohou být účinné, ale mohou mít také špatné důsledky pro ekosystém. Některé chemické metody kontroly zahrnují biocidy nebo Lampricidy. Chemickou metodu studovalo 23 článků. Dále byla predace, která vede také k účinné regulaci invazních mlžů. Touto metodou se zabývalo 16 studií. 16 článků také studovalo metody biologické kontroly. Ty jsou často nejšetrnější k životnímu prostředí a mohou být účinné, pokud je predátor nebo parazit dobře přizpůsoben invaznímu druhu mlže. Parazitismus zkoumala pouze 1 studie.

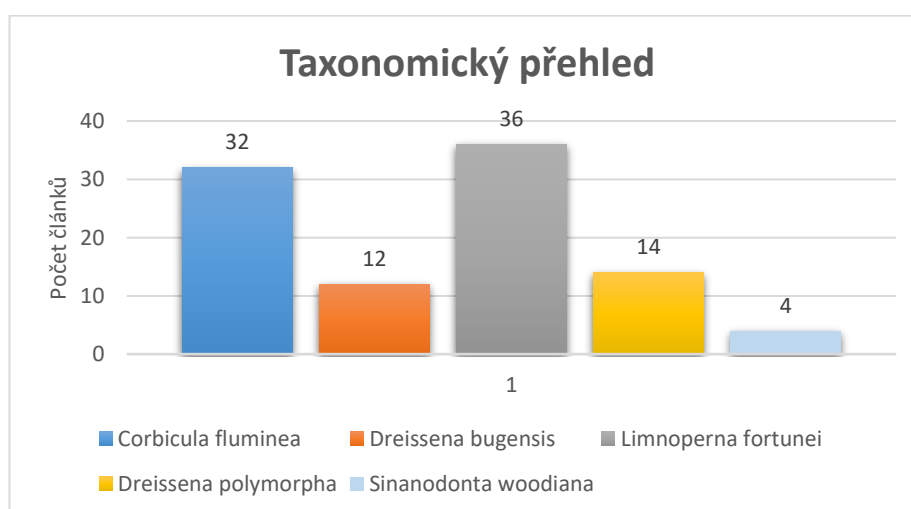
Typ studie



Graf 3- Počet článků vyplývajících ze stručného přehledu ukazující jednotlivé typy studií, které byly provedeny u invazních druhů mlžů

Z grafu 3 je patrné, že převládá terénní výzkum, a to celkem u 54 studií. Tyto výzkumy byly provedeny například odběrem ve vodních nádržích nebo vodních tocích, kde se zjišťovala jejich hustota rozšíření nebo se v terénu zjišťovali konkrétní predátoři, kteří se živí na invazních druhích. Je to určitý postup, kdy jejich cílem bylo sesbírat data, která se dále zpracovávala např. v laboratoři. Proto některé terénní výzkumy byly provedeny zároveň s laboratorním postupem. Laboratorním postupem se zabývalo 32 studií. Pouze u 7 článků se objevila forma rešerše, která ale do ostatních výsledků zahrnutá není, jelikož se jedná pouze o teoretické možnosti prevence šíření, ale nezabývá se konkrétními metodami. Zanedbatelný počet zastával počítačový model a mesokosmos.

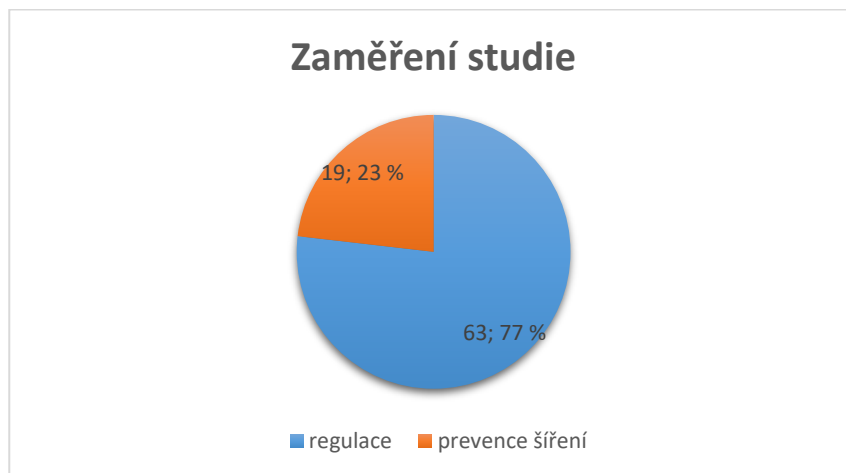
Taxonomický přehled



Graf 4- Stručný přehled jednotlivých invazních druhů s největším zastoupením ve vědeckých článcích

Nejvíce studovaným druhem byla *L. fortunei*, dále *C. fluminea*, *D. polymorpha*, *D. rostriformis bugensis* a *S. woodiana*. I když se tyto druhy nejvíce vyskytovaly v dosud publikovaných studiích, je možné, že jsou i další druhy, které se dosud v titulcích neobjevují. Do budoucna se ale mohou stát obtížnými vetřelci, bude na ně kladen větší důraz a bude jim věnována větší pozornost. Přestože se tyto druhy vyskytují na všech kontinentech, jejich výskyt je však závislý na stanovišti, jelikož každý druh má specifické požadavky na prostředí. Ze studovaných článků vyšlo najevo, že nejvíce zastoupeným druhem je zde *L. fortunei*. Vychází to z Grafu č. 1, protože druh *L. fortunei* je nejvíce studovaný v Americe, kde také většina studií byla provedena, a proto zde v těchto výsledcích tento druh převažuje. Tento taxon byl studován v 36 článcích. Ve 32 studiích se vyskytoval druh *C. fluminea*, *D. polymorpha* ve 14 článcích, ve 12 článcích *D. rostriformis bugensis* a *S. woodiana* ve 4 článcích.

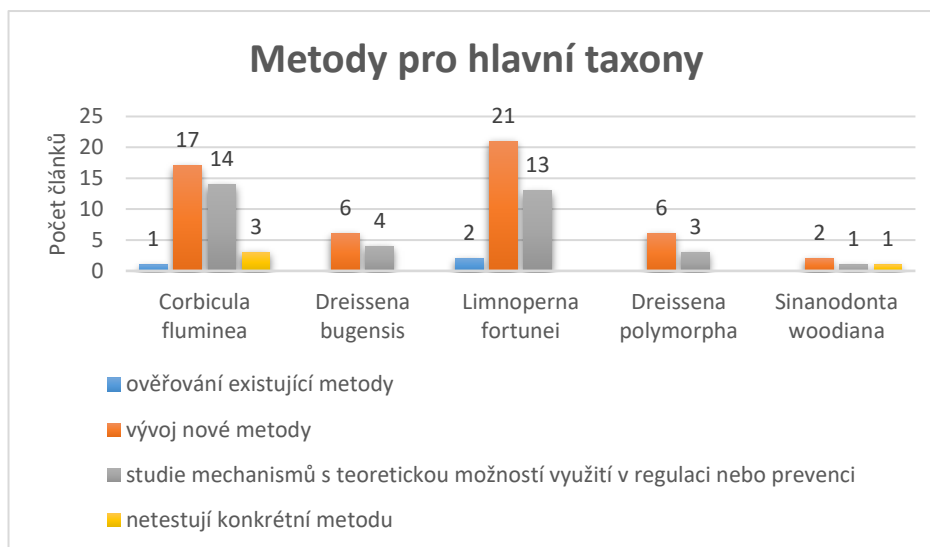
Zaměření studie



Graf 5- Zaměření studie, zda se jednalo o prevenci šíření či regulaci invazních druhů

Skoro 64 % pozorovaných článků se věnovalo regulaci invazních druhů. Regulace byla potřeba, když už se invazní druhy usídlily na konkrétním stanovišti a konkrétními metodami se snažíme o jejich odstranění. Bylo zjištěno, že efektivní regulace se provádí formou tepelných šoků, které způsobují velkou mortalitu, dále pomocí šoků slanosti nebo například predací, která se ukázala jako velmi účinná. Prevencí šíření se zabývalo pouze 19 % studií, což může značit nedostatečné informace o metodách, jimiž můžeme šíření zabránit, nebo nedošlo k včasnému odhalení invazního druhu, ještě než se začal šířit dál.

Fáze použitelnosti metody pro hlavní taxony



Graf 6- Přehled fáze použitelnosti metod jednotlivých sledovaných invazních taxonů. Graf ukazuje, v jaké fázi se daná metoda nachází

Graf ukazuje, že se většinou jednalo o vývoj nových metod, kterými se autoři zabývali a zkoumali tak nové mechanismy, kterými by přispěli k danému problému šíření invazních mlžů. Nejvíce nových metod bylo provedeno u taxonu *L. fortunei*, a to konkrétně u 21 studií. Například ve studii Pereyra (2012) byly provedeny testy toxicity Neemového oleje. Bylo ale zjištěno, že tento přípravek by se neměl moc ve volných vodách používat kvůli toxicitě, ale může se použít např. v uzavřených nádržích. Dále se studie hojně zabývaly studii mechanismů s teoretickou možností, kterou můžeme využít k regulaci a prevenci šíření.

6 Diskuse

Výsledky této práce dokumentují jednotlivé metody prevence šíření a eliminace těchto invazních druhů. Většinou se jednalo o vývoj nových metod, kterými se autoři zabývali a zkoumali tak nové mechanismy, kterými by přispěli k danému problému šíření invazních mlžů. Z výsledků vyplývá, že máme několik metod, kterými lze přispět k eliminaci a omezení šíření těchto 5 hlavních taxonů. Při těchto metodách musíme brát ohled na jejich specifika a rozdílné nároky např. na teplotu nebo pH.

Účinnost některých metod je diskutabilní. Pouze některé studie poukazují na zjištěnou účinnost metod, které vedly k masové mortalitě.

6.1.1 Srovnání s mořským prostředím

Invaze ve sladkovodním prostředí se může lišit od mořského prostředí. Pochopení tohoto rozdílu je zásadní, abychom zvolili správné metody eliminace a prevence šíření. Ve sladkovodním prostředí invazní druhy stále přibývají, ale i v mořském prostředí se pohyb invazních druhů v posledních letech zintenzivnil, a to v důsledku zvýšené globalizace, která je způsobená cestováním a obchodem (Costello et al., 2021).

Mořské prostředí je větší, tudíž je obtížnější kontrolovat invazní druhy a zabránit tak jejich invazi (Dame 2016). Sladkovodní prostředí je menší a dostupnější, z tohoto důvodu je jednodušší monitoring druhů a jejich následná eliminace. Existují také druhy, které jsou adaptované jak na slané, tak na sladké prostředí, a poté je důležité vyvinout účinnou metodu, která bude fungovat v obou případech.

6.1.2 Dopady

Z výsledků vyplývá, že *L. fortunei* je jedním z nejlépe prozkoumaných druhů, který patří k nejagresivnějším z hlediska vodní invaze v Jižní Americe (Boltovskoy 2009). Tímto druhem se zabývalo velké množství studií, jež hledaly účinné metody vedoucí k jeho eliminaci. Boltovskoy (2015) a Burlakova et al. (2023) shrnuli, jak rozsáhlé a rozmanité jsou dopady působící na životní prostředí, ekonomiku a lidskou pohodu, které jsou způsobené tímto mlžem.

Dále byl několika studii hodnocen vliv sladkovodní *S. woodiana*. Například studie Douda et al. (2012) zjistila, že tento druh představuje potenciální hrozbu pro populace původních druhů mlžů tím, že se jednoduše adaptuje na podmínky řek střední Evropy.

Pozornost by měla být také věnována dopadům, co se týče veřejnosti. V této práci jsem poukázala na to, že veřejnost hraje dost důležitou roli v prevenci šíření těchto invazních druhů, a to například z hlediska dotační podpory na různá preventivní opatření. Kromě toho mohou mít invazní mlži negativní dopad na rekreační aktivity, jako jsou koupání a plavba na lodi. Schránky mlžů mohou být ostré a mohou tak způsobit zranění plavcům. Jejich velké populace mohou vytvářet nevzhledné, nepříjemně zapáchající akumulace na plážích a pobřežích, což nepůsobí hezky.

Z hlediska dopadů na celý ekosystém se zdá být nejšetrnější postup ruční výlov, u kterého nedochází k žádnému omezování či narušování původních společenstev. Konkrétní dopady na biologická společenstva, jako jsou například řasy, houby nebo původní druhy živočichů, nebyly doposud studovány, tudíž se dá o tom pouze spekulovat a mohlo by být na toto téma vytvořeno několik studií, které by se tím zabývaly.

6.1.3 Použití metod u jednotlivých taxonů

Zastoupení jednotlivých taxonů ve světě je různorodé. Z grafu 4 vyplývá, že mezi nejvíce zastoupené druhy patřila *C. fluminea*, *D. bugensis*, *L. fortunei*, *D. polymorpha*, *S. woodiana*. Pro tyto druhy byly zavedeny eliminační metody, u kterých je potřeba zjistit, jak jsou efektivní a jaký dopad má jejich použití na přírodu. Nejvíce studované byly metody fyzikální, biologické, chemické, parazitismus a predace. Každý druh má různá specifika, a proto je důležité zvážit, jakou metodu je nutné použít, aby jejím výsledkem bylo omezení těchto druhů nebo jejich úplná eliminace. V případě chemické metody je nutné zvážit, jestli je její použití nutné s ohledem na negativní vliv na životní prostředí. I přesto se tato metoda použila v mnoha studiích, což je patrné z grafu 2.

6.1.4 Prevence šíření a regulace druhů

Stav invazí je nutné sledovat hlavně s ohledem na jejich ochranu a zachování našich původních vodních měkkýšů, a to hlavně velkých mlžů. Z důvodu ochrany našich původních druhů mlžů musíme dbát na efektivní sledování stavu invaze. Neměla by nastat situace, aby invazní druhy omezovaly naše původní, které mohou příznivě působit na danou lokalitu. Může se stát, že pokud nebudou zavedeny metody eliminace a prevence k jejich šíření, mohlo by dojít k velkému nárůstu a mohly by se tak stát dominantou nad osídlenými lokalitami. I přestože jsou zavedeny různé způsoby, aby se zamezilo šíření těchto vetřelců, stále se objevují a jsou pozorováni další přibývající jedinci. Jelikož je tato skupina vysoce plodná a jedinci rychle rostou, mohou tak vytvářet vzkvétající populace a dále se šířit (McMahon 2002).

Madon et al. (1998) uvedli, že rychlost růstu dospělého jedince *D. polymorpha* lze snížit pomocí zvýšení zákalu, zatímco studie Thorp et al. (1998) uvádějí, že účinky na rychlost růstu pomocí zákalu nelze snadno zjistit. V několika studiích bylo zmíněno odstranění jedinců pomocí fyzického odstranění invazních mlžů z ekosystému. Tato metoda může být pracná a nákladná, ale může být účinná v malých omezených oblastech. Některé metody fyzické kontroly zahrnují ruční sběr. Tato metoda je nejvhodnější pro malé lokalizované populace. Dále zahrnuje bagrování, které může být účinné při odstraňování velkých populací invazních mlžů, ale může také narušit ekosystém. A jako poslední je možnost použití bariérových metod, které zahrnují instalaci fyzických bariér, jako jsou sítě nebo zástěny, jež brání invazním mlžům ve vstupu do určité oblasti, nebo v jejím opuštění.

Předchozí studie dokázaly, že predanční účinky mají velký význam v dynamice potravní sítě ve vodních tocích (Sylvester et al. 2007). I výsledky této rešerše ukázaly, že účinnou formou regulace je predace, kdy konkrétní druhy invazních mlžů jsou konzumovány jinými živočichy, jako jsou například ryby či raci. Nakano (2010) ve své studii uvedl, že v jednotlivých hloubkách se mohou velikosti hlavních predátorů lišit. Dokázala to jeho studie, která zkoumala míru predace na *L. fortunei* v jednotlivých hloubkách pomocí klecí se sítkou o různých velikostech. Celkově lze říci, že predace je důležitým přirozeným mechanismem kontroly populací invazních mlžů ve vodních ekosystémech. Podporou přirozených populací predátorů a regulací invazních druhů můžeme přispět k zachování zdraví a funkčnosti našich sladkovodních a mořských ekosystémů.

6.1.5 Nakládání s biomasou invazních mlžů

Důležitou roli spojenou s tímto tématem hraje i problematika nakládání s biomasou, která vznikne například při masové mortalitě. Přeprava nákladu s biomasou invazních mlžů může představovat velké riziko šíření těchto druhů do nového prostředí. Biomasa může obsahovat živé jedince nebo reprodukční buňky, které mohou v cílovém ekosystému založit nové populace. V mnoha zemích existují předpisy, které brání přepravě invazních druhů, včetně mlžů. Masivní úhyny invazních mlžů by mohly mít navíc i velké ekonomické dopady, protože rozsáhlý rozklad biomasy mlžů může vést ke zhoršení kvality vody a k masivnímu hromadění jejich lastur (Strayer & Malcom 2007). Nahromaděné lastury ovlivňují místní obyvatele a turisty, využívající břehy řek k rekreaci (Bódis 2014).

Bylo zjištěno, že v horkých dnech dochází k větším úhynům kvůli vysokým teplotám. Toto může probíhat i u původních druhů, které jsou menší a jejichž lastura je těžká, díky čemuž dochází k hromadění těl na dně a k jejich rozkladu. Do budoucna je potřeba toto téma řešit, aby nedocházelo ke kontaminaci prostředí a negativním vlivům s tím spojeným. Jednou z možností je opětovné použití odumřelých lastur. Jelikož jsou složeny z uhličitanu vápenatého, mohou být dále rozdrčeny a použity jako doplněk půdy v zemědělství nebo jako součást stavebních materiálů (Bogan 2008).

I přestože počet studií stále roste, byly nalezeny velké mezery v základních aspektech, jako jsou hustota mlžů, jejich růst a biomasa. U těchto aspektů nebyly dostatečně studovány hlavní faktory (šíření, potrava, hostitelé, stanoviště), které by určovaly prostorové rozšíření těchto sladkovodních mlžů. Do budoucna je potřeba zavést další studie, které by zkoumaly hlavní hrozby, které invazní mlži mohou představovat.

7 Závěr

V této práci byly shrnuty poznatky o invazních druzích a možnostech prevence jejich šíření a regulace. Tento přehled ukazuje invazní druhy jak z tekoucích, tak ze stojatých vod. Tato práce si kladla za cíl prozkoumat metody eliminace a prevence šíření invazních druhů mlžů. Dále podat základní informace o konkrétních druzích, jež se vyskytují jak v ČR, tak i po celém světě, jejich možnostech šíření i jejich dopadu na ekonomiku, ekosystémy a veřejnost. Byl vytvořen komplexní přehled literatury a díky jeho analýze bylo zjištěno, že existují metody, které vedou k eliminaci a prevenci šíření těchto invazních druhů. Dospělo se k závěru, že tyto metody mohou pomoci ke zpomalení šíření nebo úplné eliminaci těchto druhů a zabránit tak rostoucím hrozbám, které tyto druhy představují.

Sběr dat a informací je pro vyhodnocení a navržení účinných metod velmi důležitý. Snahy o kontrolu a řízení populací invazních mlžů dále pokračují, jelikož údaje o těchto druzích jsou stále omezené. Pomocí preventivních opatření lze zabránit jejich šíření, například pomocí kontroly a čištění lodí před jejich přesunem mezi vodními plochami. V oblastech, kde se již populace usadily může být nutné cílené ošetření pomocí pesticidů či jiných kontrolních metod. Kontrola a řízení invazních mlžů však může být náročná a nákladná a účinné strategie se mohou lišit v závislosti na konkrétním druhu a místním ekosystému. K posouzení účinnosti či bezpečnosti metody je nezbytné důkladné posouzení rizik, které mohou tyto metody přinášet. Jak je uvedeno v práci, nejvíce zmiňovaná byla fyzikální metoda (bagrování, bariéry a ruční sběr), která ale negativně narušuje stanoviště a původní společenstva. Chemická metoda může také přispět k účinné eliminaci invazních druhů, avšak může negativně působit na životní prostředí. Jako alternativní se jevila biologická metoda, kdy do ekosystému vysadíme přirozené predátory, které tyto invazní druhy odstraní. Tato metoda se jeví jako nejvíce šetrná k životnímu prostředí oproti chemickým metodám.

Rešerše ukazuje, že si je stát vědom rostoucí hrozby invazních druhů mlžů, a měl by tudíž vynaložit větší úsilí na průběžný monitoring a včasnou detekci druhů. To by mohlo do budoucna příznivě přispět k omezení těchto druhů a jejich rostoucí invazi. Invaze bude pravděpodobně v dalších letech pokračovat, a proto by mohla do budoucna tato práce posloužit jako návod k účinné prevenci šíření invazních druhů a jako podklad pro zásady regulace, které jsou postupně vydávány Ministerstvem životního prostředí.

8 Přehled literatury

Metcalf A.L. 1966. *Corbicula manilensis* in the Mesilla Valley of Texas and New Mexico. *Nautilus* **80**:116–20.

Abelando M, Bobinac M a Fiore JCH. 2020. Assessment of the efficiency of controls to prevent biologic invasions at the San Lorenzo Port, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* **192**:420.

Albert JS, Destouni G, Duke-Sylvester SM, Magurran AE, Oberdorff T, Reis RE, Winemiller KO a Ripple WJ. 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* **50**:85-94.

Andrade JTM, Cordeiro NIS, Montessor LC, et al. 2018. Effect of temperature on behavior, glycogen content, and mortality in *Limnoperma fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae). *Journal of Limnology* **77**:189–198.

Angonesi LG, Rosa NG da, Bemvenuti CE. 2008. Tolerance to salinities shocks of the invasive mussel *Limnoperma fortunei* under experimental conditions **98**:66-69.

Ardura A, Alba, Zaiko A, Borrell YJ, Samuiloviene A a Garcia-Vazquez E. 2017. Novel tools for early detection of a global aquatic invasive, the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**(1):165–176.

Atkinson CL, Julian JP & Vaughn CC. 2012. Scale-dependent longitudinal patterns in mussel communities. *Freshwater Biology* **57**: 2272–2284.

Bálsamo Crespo E, Pereyra PJ, Silvestro A, Hidalgo K, Bulus Rossini G. 2020. Bálsamo Crespo, E., Pereyra, P.J., Silvestro, A. et al. Acute Toxicity of Cd²⁺, Cr⁶⁺, and Ni²⁺ to the Golden Mussel *Limnoperma fortunei* (Dunker 1857). *Bull Environ Contam Toxicol* **104**: 748–754

Barenberg, A, Moffitt, CM. 2017. Toxicity of Aqueous Alkaline Solutions to New Zealand Mudsnails, Asian Clams, and Quagga Mussels **9**:14-24.

Basen T, Fleckenstein KM, Rinke K, Rothhaupt KO, Martin-Creuzburg D. 2017. Impact of temperature and nutrient dynamics on growth and survival of *Corbicula fluminea*: A field study in oligotrophic Lake Constance **102**:15-28.

Beiras R, His E. 1995. Effects of dissolved mercury on embryogenesis, survival and growth of *Mytilus galloprovincialis* mussel larvae. *Marine Ecology Progress Series* **126**: 185–189.

Beran L. 2008. Expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in the Czech Republic. *Aquatic Invasions* **3**:91-94

BERAN L. 2019. Distribution and recent status of freshwater mussels of family Unionidae (Bivalvia) in the Czech Republic. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* **420**:1-15.

BERAN L. Slávička mnohotvárná – náš nejstarší přistěhovalec mezi mlži. *Živa*, roč. 2018 **66**: 255-256.

Bespalaya YV, Bolotov IN, Aksenova OV, Gofarov MY, Kondakov AV, Vikhrev IV & Vinarski MV. 2018. DNA barcoding reveals invasion of two cryptic *Sinanodonta* mussel species (Bivalvia: Unionidae) into the largest Siberian River. *Limnologia* **69**: 94–102.

Bielen A, Bošnjak I, Sepčić K, Jaklič M, Cvitanić M, Lušić J, Lajtner J, Simčić T, Hudina S. 2016. Differences in tolerance to anthropogenic stress between invasive and native bivalves **543**:449-459.

Block JE, Gerald GW, Levine TD. 2013a: Temperature effects on burrowing behaviors and performance in a freshwater mussel. – *Journal of freshwater ecology* **28**: 375–384.

Bódis E, Tóth B, Sousa R. 2014. Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. *Hydrobiologia* **735**: 253–262.

Boegehold AG, Kashian DR. 2021. Stress tolerance of two freshwater invaders exposed to *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR **848**:2369-2382.

BOGAN, Arthur E. 2008. Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwater. Pages 130-147 in: BALIAN EV, LÉVÊQUE C, SEGERS H a MARTENS K, editors. *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Dordrecht, Springer Netherlands.

Bogan AE, Roe KJ. 2008. Freshwater bivalve (Unioniformes) diversity, systematics, and evolution: status and future directions **27**:349–369.

Boltovskoy D, Correa N. 2015. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America **746**:81–95.

Boltovskoy D, Karatayev A, Burlakova L, Cataldo D, Karatayev V, Sylvester F a MARIÑELARENA A. 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* **636**:271–284.

Boltovskoy D, et al. 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* **8**: 947–963.

Boltovskoy D, Sylvester F, Otaguei A, Leites V a Cataldo DH. 2009. Environmental modulation of reproductive activity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei*: implications for antifouling strategies. *Austral Ecology* **34**:719–730.

Bradbeer SJ, Coughlan NE, Cuthbert RN, Crane K, Dick JTA, Caffrey JM, Lucy FE, Renals T, Davis E, Warren DA, Pile B, Quinn C, Dunn AM. 2020. The effectiveness of disinfectant and steam exposure treatments to prevent the spread of the highly invasive killer shrimp *Dikerogammarus villosus*. *Sci Rep* **10**:1–7

Bradbeer S, Renals T, Quinn C, Warren D, Pile B, Hills K, Dunn A. 2021. The effectiveness of hot water pressurized spray in field conditions to slow the spread of invasive alien species **12**:125-147.

Brugnoli E, Clemente J, Boccardi L, Borthagaray A a Scarabino F.2005. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **77**(2):235–244

Burlakova, L. E., A. Y. Karatayev & D. K. Padilla, 2006. Changes in the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* within lakes through time. *Hydrobiologia* **571**: 133–146.

Burlakova LE, Karatayev AY. & Karatayev VA. 2012. Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. *Hydrobiologia* 685:121–134

Burlakova LE, Karatayev AY, Boltovskoy D. et al. 2023. Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* **850**:2811–2854

Calazans SHC, Americo JA, Fernandes F. da C, Aldridge DC, Rebelo M. de F. 2013. Assessment of toxicity of dissolved and microencapsulated biocides for control of the Golden Mussel *Limnoperna fortunei* **91**:104–108.

Cantanhêde G, Hahn NS, Gubiani ÉA, Fugi R. 2008. Invasive molluscs in the diet of *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) (Pisces, Doradidae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil **17**: 47–53.

Carranza A, Agudo-Padrón I, Collado GA. et al. 2023. Socio-environmental impacts of non-native and transplanted aquatic mollusc species in South America: What do we really know? *Hydrobiologia* **850**:1001–1020.

Cataldo D, Boltovskoy D, Hermosa JL et al. 2005. Temperature-dependent rates of larval development in *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae). *J Moll Stud* **71**:41–46

Cataldo D, Boltovskoy D & Pose M. 2003. Toxicity of chlorine and three non-oxidizing molluscicides to the invasive pest mussel *Limnoperna fortunei*. *Journal of the American Waterworks Association (AWWA)* **95**: 66–78.

Cataldo D, O' Farrell I, Paolucci E, Sylvester F, Boltovskoy D. 2012. Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling 7:91-100.

Claudi R, Graves A, Taraborelli A, Prescott R, Mastitsky S. 2012. Impact of pH on survival and settlement of dreissenid mussels 7:21-28.

Coldsnow KD, Relyea RA. 2018. Toxicity of various road-deicing salts to Asian clams (*Corbicula fluminea*) **37**:1839-1845.

Coldsnow KD, Hintz WD, Schuler MS, Stoler AB, Relyea RA. 2021. Calcium chloride pollution mitigates the negative effects of an invasive clam **23**:1349–1366.

Collas FPL, Koopman KR, Hendriks AJ, van der Velde G, Verbrugge LNH, Leuven RSEW. 2014. Effects of desiccation on native and non-native molluscs in rivers **59**:41–55.

Collas FPL, Buijse AD, Hendriks AJ, Velde G, Leuven RSEW. 2018. Sensitivity of native and alien freshwater bivalve species in Europe to climate-related environmental factors **9**:1-17

Costa R, Aldridge DC a Moggridge GD. 2008. Seasonal variation of zebra mussel susceptibility to molluscicidal agents. *Journal of Applied Ecology* **45**:1712–1721

Costello KE, Lynch SA, O'Riordan RM, McAllen R, Culloty SC. 2021. The Importance of Marine Bivalves in Invasive Host–Parasite Introductions **8**:1–14

Coughlan NE, Cuthbert RN, Dickey JWE, Crane K, Caffrey JM, Lucy FE, Davis E, Dick JTA (2019 a) Better biosecurity: spread prevention of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Manag Biol Invasions* **10**:111–126

Coughlan NE, Stevens AL, Kelly TC, Dick JTA, Jansen MAK. 2017. Zoochorous dispersal of freshwater bivalves: an overlooked vector in biological invasions? *Knowledge & Management Of Aquatic Ecosystems* **418**:1–8.

Coughlan NE, Cunningham EM, Potts S, McSweeney D, Healey E, Dick JTA, Vong GYW, Crane K, Caffrey JM, Lucy FE, Davis E, Cuthbert RN. 2020. Steam and Flame Applications as Novel Methods of Population Control for Invasive Asian Clam (*Corbicula fluminea*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) **66**:654–663.

Coughlan NE, Cuthbert RN, Cunningham EM. et al. 2021. Smoke on the Water: Comparative Assessment of Combined Thermal Shock Treatments for Control of Invasive Asian Clam, *Corbicula fluminea*. *Environmental Management* **68**:117–125.

Coughlan NE, Bradbeer SJ, Cuthbert RN. et al. 2020. Better off dead: assessment of aquatic disinfectants and thermal shock treatments to prevent the spread of invasive freshwater bivalves. *Wetlands Ecol Manage* **28**:285–295.

Coughlan N. 2018. Cold as Ice: a novel eradication and control method for invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, using pelleted dry ice. *Management of Biological Invasions*. **9**:463–474

Coughlan N. 2019. Beds Are Burning: eradication and control of invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, with rapid open flame burn treatments. *Management of Biological Invasions* **10**:486–499

Crane K, Cuthbert RN, Dick JTA, Kregting L, MacIsaac HJ, Coughlan NE. 2019. Full steam ahead: direct steam exposure to inhibit spread of invasive aquatic macrophytes. *Biol Invasions* **21**:1311–1321

Crespo D, et al. 2017. Survival of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a natural salinity and temperature gradient: a field experiment in a temperate estuary. *Hydrobiologia* **784**: 337–347.

Cummings KS; Jones HA; Lopes-Lima M. 2016. Rapid bioassessment methods for freshwater molluscs. *Core Standardized MethodS* **186**: 1–23.

Dame RF. 2016. *Ecology of Marine Bivalves* [Online]. 2nd ed. Boca Raton. CRC Press. ISBN: 9780429106538.

Darling JA, Blum MJ. 2007. DNA-based methods for monitoring invasive species: a review and prospectus. *Biological Invasions* **9**:751–765.

Darrigran GA, Maroñas ME, Colautti DC. 2004. Air Exposure as a Control Mechanism for the Golden Mussel, *Limnoperna fortunei*, (Bivalvia: Mytilidae) **19**:461–464.

Darrigran G, Damborenea C. 2011. Ecosystem Engineering Impact of *Limnoperna fortunei* in South America. *Zoological Science* **28**:1–7

Darrigran G, Damborenea C, Drago EC, Ezcurra de Drago I, Paira A. 2011. Environmental factors restrict the invasion process of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in the Neotropical region: A case study from the Andean tributaries **47**:221–229.

Darrigran G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological invasions* **4**:145–156.

David P, Thébault E, Anneville O, Duyck PF, Chapuis E, Loeuille N. 2017. Impacts of Invasive Species on Food Webs. [Online] In: *Networks of Invasion: A Synthesis of Concepts*. pp. 1–60. Elsevier.

De Andrade JTM, Cordeiro NIS, Montresor LC, da Luz DMR., Viana EMF, Martinez CB, Vidigal THDA. 2021. Tolerance of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) to aerial exposure at different temperatures **848**:2993–3001.

De Ávila-Simas S, Reynalte-Tataje DA, Zaniboni-Filho E. 2019. Fish predators of the golden mussel *Limnoperna fortunei* in different environments in a South American subtropical river **45**:1–12.

de Paula, R.S., Reis, M.d.P., de Oliveira Júnior, R.B. et al. 2020. Genetic and functional repertoires of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Mytilidae): a review on the use of molecular techniques for the detection and control of the golden mussel. *Hydrobiologia* **847**:2193–2202.

Dernie KM, Kaiser MJ, Warwick RM. 2003. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology* **72**: 1043–1056.

DeVanna KM, Armenio PM, Barrett CA, Mayer CM. 2011. Invasive ecosystem engineers on soft sediment change the habitat preferences of native mayflies and their availability to predators. *Freshw Biol* **56**:2448–2458

Diagne, C, Leroy B, Gozlan RE, Vaissiere AC, Assailly C, Nuninger L, Roiz D, Jourdain F, Jarić I, & Courchamp F. 2020. INVACOST: A public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data* **7**:1–12.

Diagne C, Leroy B, Vaissiere AC, Gozlan RE, Roiz D, Jaric I, Salles JM, Bradshaw CJA, & Courchamp F. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* **592**:571–576.

Dobler AH. a Geist J. 2022. Impacts of native and invasive crayfish on three native and one invasive freshwater mussel species. *Freshwater Biology*. **67**(2):389–403

Doležalová H. 2011. Účast veřejnosti na regulaci invazních druhů. The Conference Proceedings, 1. edition. Brno: Masaryk University, Právnická fakulta, Masarykova univerzita, Česká republika

Donrovich SW, Douda K, Plechingerová V, Rylková K, Horký P, Slavík O, Sousa R. 2017. Invasive Chinese Pond mussel *Sinanodonta woodiana* threatens native mussel

reproduction by inducing cross-resistance of host fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**:1325–1333.

Douda K, Vrtílek M, Slavík O, Reichard M. 2012. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* **14**:127–137

Douda K, & Čadková Z. 2017. Water clearance efficiency indicates potential filter-feeding interactions between invasive *Sinanodonta woodiana* and native freshwater mussels. *Biological Invasions* **20**:1093–1098.

Douda K, Velíšek J, Kolářová J. et al. 2017. Direct impact of invasive bivalve (*Sinanodonta woodiana*) parasitism on freshwater fish physiology: evidence and implications. *Biol Invasions* **19**:989–999.

Drake JM. & Bossenbroek JM. 2004. The potential distribution of Zebra Mussels in the United States. *BioScience* **54**: 931–941.

Egeter B, Veríssimo J, Lopes-Lima M, Chaves C, Pinto J, Riccardi N, Beja P, Fonseca NA. 2022. Speeding up the detection of invasive bivalve species using environmental DNA: A Nanopore and Illumina sequencing comparison **22**:2232–2247.

Ernandes-Silva J, Moi DA, de Amo VE. et al. 2022. Factors associated with the population structure of an invasive mollusk in a neotropical floodplain. *Aquat Sci* **84**:1–11

Felipi PGÂ, Silva-Souza T. 2009. *Anodontites trapesialis* (LAMARCK, 1819): um bivalve parasito de peixes de água doce. *Semina: Ciências Agrárias*. **29**:895–904

Ferreira-Rodríguez N, Pardo I. 2016. An experimental approach to assess *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) resistance to osmotic stress in estuarine habitats **176**:110–116.

Ferreira-Rodríguez N, Fernández I, Cancela ML, Pardo I. 2018. Multibiomarker response shows how native and non-native freshwater bivalves differentially cope with heat-wave events **28**:934–943.

Ferreira-Rodríguez N, Sousa R, Pardo I. 2018. Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels **810**:85–95.

French JRP. & Schloesser DW. 1996. Distribution and winter survival health of Asian clams, *Corbicula fluminea*, in the St. Clair River, Michigan. *Journal of Freshwater Ecology* **11**: 183–192.

Gallardo, B, Bogan AE, Harun S, Jainih L, Lopes-Lima M, Pizarro M, Rahim KA, Sousa R, Viridis SG & Zieritz A. 2018. Current and future effects of global change on a hotspot's freshwater diversity. *Science of the Total Environment* **635**: 750–760.

Garcia ML, Protogino LC. 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America **21**:34–38.

García-Berthou E, Alcaraz C, Pou-Rovira Q, Zamora L, Coenders G & Feo, C. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**:453–463.

García-Llorente M, Martín-López B, Nunes PALD, González JA, Alcorlo P, Montes C. 2011. Analyzing the Social Factors That Influence Willingness to Pay for Invasive Alien Species Management Under Two Different Strategies: Eradication and Prevention. [Online]**48** (3):418-435

Gatlin MR, Shoup DE. & Long JM. 2013. Invasive zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian clams (*Corbicula fluminea*) survive gut passage of migratory fish species: implications for dispersal. *Biol Invasions* **15**:1195–1200

Godoy AC, Corrêia AF, Rodrigues RB, Boscolo WR, Bittencourt F, Nervis JAL, Feiden A. 2018. Three Native Species as Possible Control for *Limnoperna Fortunei* in Net Cage Farming in the Itaipu Reservoir **229**: 1–7

Gomes J, Pereira JL, Rosa IC, Saraiva PM, Gonçalves F, Costa R. 2014. Evaluation of candidate biocides to control the biofouling Asian clam in the drinking water treatment industry: An environmentally friendly approach **40**:421–428.

González-Bergonzoni I, Silva I, Teixeira de Mello F, D'Anatro A, Boccardi L, Stebniki S, Brugnoli E, Tesitore G, Vidal N, Naya DE, Britton R. 2020. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel *Limnoperna fortunei* in a subtropical river **57**:717–728.

Görner T, Šíma J, Pergl J. 2021. Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii, jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace. *Metodika AOPK ČR*, 2. aktualizované vydání

Grizzle JOHN M a Brunner CINDY J. 2009. Infectious Diseases of Freshwater Mussels and Other Freshwater Bivalve Mollusks. *Reviews in Fisheries Science* **17**:425–467

Guareschi S, Wood PJ. 2020. Exploring the desiccation tolerance of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller 1774) at different temperatures. *Biol Invasions* **22**: 2813–2824

Guilhermino L, Vieira LR, Ribeiro D, Tavares AS, Cardoso V, Alves A, Almeida JM. 2018. Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea* **622-623**:1131–1142

Gutiérrez JGCG, Jones DL, Strayer & OO, Iribarne. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* **101**: 79–90.

Haag WR, and Warren ML Jr. 2008. Effects of severe drought on freshwater mussel assemblages. *Trans. Am. Fish. Soc* **137**:1165–1178.

Haag WR, Rypel AL. 2011. Growth and longevity in freshwater mussels: evolutionary and conservation implications. [Online] **86** (1):225-247

Hammond D a Ferris G. 2019. Low doses of EarthTec QZ ionic copper used in effort to eradicate quagga mussels from an entire Pennsylvania lake. *Management of Biological Invasions* **10**:500–516

HAUBROCK PJ, Cuthbert RN, Ricciardi A, Diagne Ch, Courchamp F a BRIS E. 2022. Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity and Distributions* **28**:1010–1021

Hauton C, Howell TRW, Atkinson RJA, Moore PG. 2007. Measures of hydraulic dredge efficiency and razor clam production, two aspects governing sustainability within the Scottish commercial fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**: 869–877.

Hawkins AJS et al. 1996. Novel observations underlying the fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* **131**: 179–190.

His E, Heyvang I, Geffard O & X. De Montaudouin. 1999. A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies. *Water Research* **33**: 1706–1718.

Ho KC, Chow YL, Yau JTS. 2003. Chemical and microbiological qualities of the East River (Dongjiang) water, with particular reference to drinking water supply in Hong Kong. *Chemosphere* **52**:1441–1450

Hoftyzer E, Ackerman JD, Morris TJ. and Mackie GL. 2008. Genetic and environmental implications of reintroducing laboratory-raised unionid mussels to the wild. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **65**:1217–1229.

Hopper GW, Buchanan JK, Sánchez González I. et al. 2022. Little clams with big potential: nutrient release by invasive *Corbicula fluminea* can exceed co-occurring freshwater mussel (Unionidae) assemblages. *Biol Invasions* **24**:2529–2545

Horsák M, Juříčková L, Beran L, Čejka T. & Dvořák L. 2010. Komentovaný seznam měkkýšů zjištěných ve volné přírodě České a Slovenské republiky. Annotated list of mollusc species recorded outdoors in the Czech and Slovak Republics. *Malacologica Bohemoslovaca* **1**: 1–37.

Horsák M, Čejka T, Juříčková L, Beran L, Horáčková J, HLAVÁČ JČ, Dvořák L, Hájek O, Divíšek J, Maňas M, Ložek V. 2020. Check-list and distribution maps of the molluscs of the Czech and Slovak Republics. Bratislava: Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences.

Howard JK, Cuffey KM. 2006. The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. [Online] **51** (3):460-474

Chambers AJ. & Woolnough DA. 2018. Discrete longitudinal variation in freshwater mussel assemblages within two rivers of central Michigan, USA. *Hydrobiologia* **810**: 351–366.

Chen X, Liu H, Su Y, & Yang J. 2015. Morphological development and growth of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* from early juvenile to adult. *Invertebrate Reproduction & Development* **59**:131–140.

Ilarri MI, Antunes C, Guilhermino L a Sousa R. 2011. Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. *Biological Invasions* **13**:277–280

AOPK ČR. 2023. Invazní druhy – AOPK ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR – AOPK ČR. Available from <https://www.nature.cz/> (accessed January a 2024).

IPCC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, Pachauri, R. K. & A. Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland: 104 pp.

Isaac A, Fernandes A, Ganassin MJM, Hahn N. S. 2014. Three invasive species occurring in the diets of fishes in a Neotropical floodplain **74**:16–22.

Johnson LE, Carlton JT. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology* **77**:1686–1690

Jones LA, Ricciardi A. 2005. Influence of physicochemical factors on the distribution and biomass of invasive mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 1953–1962

Kamburska L, Lauceri R, & Riccardi N. 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Invasions* **8**:111–116.

Kappes H a Haase P. 2012. Slow, but steady: dispersal of freshwater molluscs. *Aquatic Sciences* **74**:1–14

Karatayev AY, Burlakova LE. & Padilla DK. 2014. Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia* **746**:1–16.

Karatayev AY, Burlakova LE, Mastitsky SE., Padilla DK. & Mills EL. 2011. Contrasting rates of spread of two congeners, *Dreissena polymorpha* and *Dreissena rostriformis bugensis*, at different spatial scales. *Journal of Shellfish Research* **30**:923–931.

Karatayev AY, ROBERT G. HOWELLS, LYUBOV E. BURLAKOVA, and BRIAN D. SEWELL. 2005. History of spread and current distribution of *Corbicula Fluminea* (MÜLLER) in Texas" *Journal of Shellfish Research* **24**:553–559

Karatayev AY, Burlakova LE Mastitsky SE & Padilla DK. 2015. Predicting the spread of aquatic invaders: insight from 200 years of invasion by Zebra Mussels. *Ecological Applications* **25**: 430–440.

Karatayev AY; Tishchikov GM; Karatayeva IV. 1983. The specific community of benthic animals associated with *Dreissena polymorpha* Pallas. *Biol. Vnutr. Vod. Inform. Byull* **61**: 18–21.

Karatayev AY, Boltovskoy D, Padilla DK a Burlakova LE. 2007. The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: Parallels, Contrasts, Potential spread and invasion impacts. *Journal of Shellfish Research* **26**:205–213

Karatayev AY, Padilla DK, Minchin D, Boltovskoy D a Burlakova LE. 2007. Changes in Global Economies and Trade: the Potential Spread of Exotic Freshwater Bivalves. *Biological Invasions* **9**:161–180

Karatayev AY; Burlakova LE; Padilla DK. 2002. Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* 433–446.

Kobak J, Kakareko T, Poznańska M, Żbikowski J. 2009. Preferences of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus haemobaphes* for living zebra mussels. *J Zool* **279**:229–235

Konečný A, Popa OP, Bartáková V, Douda K, Bryja J, Smith C, Popa LO, Reichard M. 2018. Modelling the invasion history of *Sinanodonta woodiana* in Europe: Tracking the routes of a sedentary aquatic invader with mobile parasitic larvae **11**:1975–1989.

Kraszewski A & Zdanowski B. 2001. Distribution and abundance of the Chinese mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heated Konin lakes. *Archives of Polish Fisheries*, **9**: 253–265.

Lajtner J, & Crnčan P. 2011. Distribution of the invasive bivalve *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Croatia. *Aquatic Invasions* **6**:119–124.

Lass S, Spaak P. 2003. Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia* **491**:221–239

Lauritsen DD; Mozley SC. 1989. Nutrient excretion by the Asiatic clam *Corbicula fluminea*. *Journal of the North American Benthological Society* **8.2**: 134–139

Lauringson V, Mälton E, Kotta J, Kangur K, Orav-Kotta H, Kotta I. 2007. Environmental factors influencing the biodeposition of the suspension feeding bivalve *Dreissena polymorpha* (Pallas): Comparison of brackish and freshwater populations **75**:459–467

Ledford JJ, Kelly AM. 2006. A comparison of black carp, redear sunfish, and blue catfish as biological controls of snail populations. *N Am J Aquac* **68**:339–347

Lee SW, et al. 2013. A study of *Edwardsiella tarda* colonizing live Asian clam, *Corbicula fluminea*, from Pasir Mas, Kelantan, Malaysia with the emphasis on its antibiogram, heavy metal tolerance and genetic diversity. *Veterinarski Arhiv* **83.3**: 323–331

Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis MA & Lamberti G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **269**: 2407–2413

Leuven R, Collas FK, Koopman R, Matthews Ja Van der Velde G. 2014. Mass mortality of invasive zebra and quagga mussels by desiccation during severe winter conditions. *Aquatic Invasions* **9**:243–252

Lewis MA, Weber DE, Stanley RS, Moore JC. 2001. Dredging impact on an urbanized Florida Bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution* **115**: 161–171.

Lopes-Lima M, Teixeira A, Froufe E, Lopes A, Varandas S a Sousa R. 2014. Biology and conservation of freshwater bivalves: past, present and future perspectives. *Hydrobiologia* **735**:1–13

Lopes-Lima ML, Burlakova E, Karatayev AY, Mehler K, Seddon M a Sousa R. 2018. Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia* **810**:1–14

Lopez CB, Cloern JE, Schraga TS, Little AJ, Lucas LV. et al. 2006. Ecological Values of Shallow-Water Habitats: Implications for the Restoration of Disturbed Ecosystems. Online. *Ecosystems* **3**:422–440

Lorencová E. Invazní druhy vodních měkkýšů v České republice. 2014. PhD Thesis. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta.

Luoma J. 2018. Effects of temperature and exposure duration on four potential rapid-response tools for zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) eradication. *Management of Biological Invasions* **9**:425–438

Lurman G, Walter J, Hoppeler HH. 2014: The effect of seasonal temperature variation on behaviour and metabolism in the freshwater mussel (*Unio tumidus*). – *Journal of thermal biology* **43**: 13–23

Sprung M. 1991. Costs of reproduction: a study on metabolic requirements of the gonads and fecundity of the bivalve *Dreissena polymorpha*. *Malacologia* **33**:63–70

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* **10**: 689–710

Mackie GL. 1991. Biology of the exotic zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair. *Hydrobiologia* **219**: 251–268

Mackie GL, Claudi R. 2009. Monitoring and control of macrofouling mollusks in fresh water systems. CRC Press

Madon SP, Schneider DW, Stoeckel JA, Sparks RE. 1998. Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implications for growth in turbid rivers. *Can J Fish Aquat Sci* **55**:401–413

Magoulick DD, Lewis LC. 2002. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. *Freshw Biol* **47**:1908–1918

McDowell WG, McDowell WH, Byers JE. 2017. Mass mortality of a dominant invasive species in response to an extreme climate event: implications for ecosystem function. *Limnol Oceanogr* **62**:177–188

McDowell WG, Sousa R. 2019. Mass Mortality Events of Invasive Freshwater Bivalves: Current Understanding and Potential Directions for Future Research. *Frontiers in Ecology and Evolution* **7**:1–12

- McMahon RF. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Can J Fish Aquatic Sci* **59**:1235–1244
- McMahon RF. 1982. The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Muller), in North America: 1924–1982. *Nautilus* **96**:134–141
- McMahon RF. 1983. Ecology of an invasion pest bivalve, *Corbicula*. *The Mollusca*. **6**: 505–561
- Merzová M. 2017. Stav a role invazního mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*) ve vodárenské nádrži Želivka.
- Mitchell M, Mills E, Idrisi N, Michener R. 1996. Stable isotopes of nitrogen and carbon in an aquatic food web recently invaded by *Dreissena polymorpha* (Pallas). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 1445–1450
- Moffitt C, Stockton-Fiti K a Claudi R. 2016. Toxicity of potassium chloride to veliger and byssal stage dreissenid mussels related to water quality. *Management of Biological Invasions* **7**:257–268
- Molloy DP, Karatayev AY, Burlakova LE, Kurandina DP, Laruelle F. 1997: Natural enemies of zebra mussels: Predators, parasites, and ecological competitors. – *Reviews in Fisheries Science* **5**: 27–97
- Montalto L a Ezcurra de Drago I. 2003. Tolerance to desiccation of an invasive mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (*Bivalvia*, *Mytilidae*), under experimental conditions. *Hydrobiologia* **498**(1/3):161–167
- MONTRESOR, Lângia C., Kleber C. MIRANDA-FILHO, Adriano PAGLIA, et al., 2013. Short-term toxicity of ammonia, sodium Hydroxide and a commercial biocide to golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **92**:150–154
- Morgan, DE, Keser M, Swenarton JT & Foertch JF. 2003. Population dynamics of the Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller) in the lower Connecticut River: Establishing a foothold in New England. *Journal of Shellfish Research* **22**: 193–203
- Morton, B. 1977. The population dynamics of *limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (*Bivalvia*: *Mytacea*) in plover cove reservoir, Hong Kong. *Malacologia* **16**:165–182
- Mueting S, Gerstenberger S. 2011. The 100th Meridian Initiative at the Lake Mead National Recreation Area, NV, USA: Differences between boater behaviors before and after a quagga mussel, *Dreissena rostriformis bugensis*, invasion. [Online] **6** (2):223-229

Muniz P, Clemente JM, & Brugnoli E. 2005. Benthic invasive pests in Uruguay: A new problem or an old one recently perceived? *Marine Pollution Bulletin* **50**:993–1018

Nakano D, Kobayashi T a Sakaguchi I. 2010. Predation and depth effects on abundance and size distribution of an invasive bivalve, the golden mussel *Limnoperna fortunei*, in a dam reservoir. *Limnology* **11**:259-266

Naylor RL, Williams SL and Strong DR. 2001. Aquaculture—a gateway for exotic species. *Science* **294**: 1655–1656

Nunes SM, Müller L, Simioni C, et al.2020. Impact of different crystalline forms of nTiO₂ on metabolism and arsenic toxicity in *Limnoperna fortunei*. *Science of The Total Environment* **728**:1-8

Oliveira C, Vilares P a Guilhermino L. 2015. Integrated biomarker responses of the invasive species *Corbicula fluminea* in relation to environmental abiotic conditions: A potential indicator of the likelihood of clam's summer mortality syndrome. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* **182**:27-37

Oliveira MD, Calheiros DF, Jacobi CM a Hamilton SK.2011. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions* **13**(3):717-729

Oliveira MD, Hamilton SK, Calheiros DF a Jacobi CM, 2010. Oxygen Depletion Events Control the Invasive Golden Mussel (*Limnoperna fortunei*) in a Tropical Floodplain. *Wetlands* **30**:705-716

Pandolfo TJ, Cope, WG, Arellano C, Bringolf RB, Barnhart MC and Hammer E. 2010. Upper thermal tolerances of early life stages of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* **29**: 959–969

Paolucci EM, Cataldo DH a Boltovskoy D. 2010. Prey selection by larvae of *Prochilodus lineatus* (Pisces: Curimatidae). *Aquatic Ecology* **44**:255-267

Paolucci EM, Cataldo DH, Fuentes CM a Boltovskoy D. 2007. Larvae of the invasive species *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia*. **589**:219-233

Paolucci EM, Thuesen EV, Cataldo DH a Boltovskoy D. 2010. Veligers of an introduced bivalve, *Limnoperna fortunei*, are a new food resource that enhances growth of larval fish in the Paraná River (South America). *Freshwater Biology* **55**:1831-1844

Paolucci EM, Almada P, Cataldo DH a Boltovskoy D. 2015. Native fish larvae take advantage of introduced mussel larvae: field evidence of feeding preferences on veligers of the introduced freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* **745**:211-224

Paschoal LRP, Andrade DP a Darrigran G. 2015. How the fluctuations of water levels affect populations of invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a Neotropical reservoir? *Brazilian Journal of Biology* **75**:135-143

Perepelizin PV a Boltovskoy D. 2013. Effects of 254 nm UV irradiation on the mobility and survival of larvae of the invasive fouling mussel *Limnoperna fortunei*. *Biofouling* **30**:197-202

Pereyra PJ, Rossini GB a Darrigran G. 2012. Toxicity of neem's oil, a potential biocide against the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **84**:1065-1071

Pergl J et al. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* **28**: 1-37

Pimentel D. 2002. Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, USA

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic cost associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econom.* **52**(3):273–288.

Poláková S, et al. 2016. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR, Praha, Průhonice.

Polhill JB. a Dimock RV. 1996. Effects of temperature and pO₂ on the heart rate of juvenile and adult freshwater mussels (*Bivalvia*: Unionidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* [online]. **114**:135-141

Prié V, Valentini A, Lopes-Lima M, Froufe E, Rocle M, Poulet N, Taberlet P a Dejean T. 2021. Environmental DNA metabarcoding for freshwater bivalves biodiversity assessment: methods and results for the Western Palearctic (European sub-region). *Hydrobiologia.* **848**:2931-2950

Pyšek P, Hulme PE, Simberloff D, et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* **95**:1511-1534

Ricciardi A. 1998. Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling* **13**:97–106

Ricciardi A, MacIsaac HJ. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends Ecol Evol* **15**:62–65

Ricciardi A, Neves RJ & Rasmussen JB. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* **67**: 613–619

Riley C, Drolet D, Goldsmit J, et al. 2022. Experimental Analysis of Survival and Recovery of Ship Fouling Mussels During Transit Between Marine and Freshwaters. *Frontiers in Marine Science* [online]. **8**:1-14

Salo P, Korpimäki E, Banks PB, Nordström M, Dickman CR. 2007. Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proc R Soc B* **274**:1237–1243

Salonen JK, MARJOMÄKI TJ a Taskien J. 2016. An alien fish threatens an endangered parasitic bivalve: the relationship between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in northern Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**(6):1130-1144

Sanders H a Mills DN. 2022. Predation preference of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on native and invasive bivalve species. *River Research and Applications* [online]. **38**:1469-1480

Sanson AL, Cosenza-Contreras M, Demarco R, et al. 2020. The golden mussel proteome and its response to niclosamide: Uncovering rational targets for control or elimination. *Journal of Proteomics* [online]. **217**

Shang EH. & Wu RS. 2004. Aquatic hypoxia is a teratogen and affects fish embryonic development. *Environmental Science and Technology* **38**: 4763–4767

Shannon C, Quinn CH, Stebbing PD, Hassall C, Dunn AM. 2018. The practical application of hot water to reduce the introduction and spread of aquatic invasive alien species. *Manag Biol Invasions* **9**:417–423

Schmidlin S a Baur B. 2007. Distribution and substrate preference of the invasive clam *Corbicula fluminea* in the river Rhine in the region of Basel (Switzerland, Germany, France). *Aquatic Sciences*. **69**:153-161

Schulte PM. 2015. The effects of temperature on aerobic metabolism: towards a mechanistic understanding of the responses of ectotherms to a changing environment. *The Journal of experimental biology* **218**(12):1856-66

Solomieu VB, Renault T, Travers MA. 2015. Mass mortality in bivalves and the intricate case of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Journal of Invertebrate Pathology* **131**: 2-10

Song L, Wang L, Qiu L a Zhang H.2010. Bivalve Immunity. In: SÖDERHÄLL, Kenneth, ed. Invertebrate Immunity. Boston, MA: Springer US,s. 44-65. Advances in Experimental Medicine and Biology.

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

Sousa R, Novais A, Costa R a Strayer DL.2014. Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia* [online]. **735**(1): 233-251

Sousa R, Gutiérrez JL a Aldridge DC.2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions* **11**:2367-2385

Sousaa R, Varandas S, Cortes R, Teixeira A, Lopes-Lima M, Machado J a Guilhermino L. 2012. Massive die-offs of freshwater bivalves as resource pulses. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* **48**(1):105-112

Strayer DL. & Dudgeon D.2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* **29**:344–358

Strayer DL, and Malcom HM.2006. Long-term demography of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population. *Freshw. Biol.* **51**:117–130

Strayer DL. & Malcom HM. 2007. Shell decay rates of native and alien freshwater bivalves and implications for habitat engineering. *Freshwater Biology* **52**: 1611–1617

Strayer DL. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater biology* **55**: 152-174

Sun Y, Yu X, Yao W a Wu Z.2022. Research progress in relationships between freshwater bivalves and algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **239**:1-10

Sylvester F, Boltovskoy D, Cataldo DH.2007. Fast response of freshwater consumers to a new trophic resource: predation on the recently introduced Asian bivalve *Limnoperna fortunei* in the lower Paraná River, South America. *Austral Ecol* **32**:403–415

Tang F a Aldridge DC.2019. Microcapsulated biocides for the targeted control of invasive bivalves. *Scientific Reports* [online]. **9**:1-10

Taskinen, J, URBAŃSKA M, Ercoli F, Andrzejewski W, OŹGO M, Deng B, Choo JM a Riccardi N.2021. Parasites in sympatric populations of native and invasive freshwater bivalves. *Hydrobiologia*. **848**(12-13):3167-3178

Therriault, TW, Orlova MI, Docker MF, MacIsaac HJ & Heath DD.2005. Invasion genetics of a freshwater mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in eastern Europe: high gene flow and multiple introductions. *Heredity* **95**: 16–23

Thomas AC, Tank S, Nguyen PL, Ponce J, Sinnesael M, & Goldberg CS. 2020. A system for rapid eDNA detection of aquatic invasive species. *Environmental DNA* **2(3)**:261–270.

Thorp JH, Alexander JE Jr, Bukaveckas BL, Cobbs GA, Bresko KL.1998. Responses of Ohio River and Lake Erie dreissenid mollusks to changes in temperature and turbidity. *Can J Fish Aquat Sci* **55**:220–229

Vaughn CC. a Hakenkamp CCH.2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* **46(11)**:1431-1446

Vaughn CC; Hollein TJ. 2018. Bivalve impacts in freshwater and marine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **49**: 183-208

Vaughn, CC and Spooner, DE. 2006. Unionid mussels influence macroinvertebrate assemblage structure in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **25(3)**: 691–700

Vaughn CC, Hakenkamp CC. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. [Online]**46** (11):1431-1446

Verhofstad M, Grutters B, Van der Velde G a Leuven R. 2013. Effects of water depth on survival, condition and stable isotope values of three invasive dreissenid species in a deep freshwater lake. *Aquatic Invasions* [online]. **8(2)**:157-169

Viergutz C; Linn C; Weitere M. 2012.Intra-and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Marine Biology* **159**: 2379-2387

Voelz NJ, McArthur JV, Rader RB.1998. Upstream mobility of the Asiatic clam *Corbicula fluminea*: identifying potential dispersal agents. *J Freshw Ecol* **13**:39–45

Vohmann A, Borchering J, Kureck A, Bij de Vaate A, Arndt H a WEITERE M.2010. Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea* during summer. *Biological Invasions* **12(1)**:53-64

Waller D a Bartsch M.2018. Use of carbon dioxide in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) control and safety to a native freshwater mussel (Fatmucket, *Lampsilis siliquoidea*). *Management of Biological Invasions* [online]. **9(4)**:439-450

Wang H, Xia Z, Li S. et al. 2023. What's coming eventually comes: a follow-up on an invader's spread by the world's largest water diversion in China. *Biol Invasions* **25**:1–5

Wei X, et al. 2016. Physical methods of removing biofouling *Limnoperna fortunei* in hydraulic engineering. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute* **33**(10): 24-27

Weitere M et al. 2009. Linking environmental warming to the fitness of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Global Change Biology* **15**(12): 2838-2851

Werner S a Rothhaupt KO. 2008. Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Hydrobiologia* [online]. **613**(1):143-150

White SW. & White SJ. 1977. The effect of reservoir fluctuations on populations of *Corbicula manilensis* (Pelecypoda: Corbiculidae). *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* **57**: 106–109

Williner V, Giri F a Torres MV. 2012. Size selective predation on an invasive bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae), by a freshwater crab, *Zilchiopsis collastinensis* (Trichodactylidae). *Journal of Crustacean Biology* **32**(5):698-710

Wimbush J, Frischer ME, Zarzynski JW a Nierzwicki-Bauer SA. 2009. Eradication of colonizing populations of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) by early detection and SCUBA removal: Lake George, NY. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* [online]. **19**(6):703-713

Wittmann ME, Chandra S, Reuter JE, Caires A, Schladow SG a Denton M. 2012. Harvesting an invasive bivalve in a large natural lake: species recovery and impacts on native benthic macroinvertebrate community structure in Lake Tahoe, USA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **22**(5):588-597

Wittmann ME, Chandra S, Reuter JE, Schladow SG, Allen BC a Webb KJ. 2012. The Control of an Invasive Bivalve, *Corbicula fluminea*, Using Gas Impermeable Benthic Barriers in a Large Natural Lake. *Environmental Management* [online] **49**(6):1163-1173

Wong WH, Gerstenberger SL, Hatcher MD, Thompson DR a Schrimsher D. 2013. Invasive quagga mussels can be attenuated by redear sunfish (*Lepomis microlophus*) in the Southwestern United States. *Biological Control* **64**(3):276-282

Xia Z, Zhan A, Gao Y, Zhang L, Haffner GD a Macisaac HJ. 2018. Early detection of a highly invasive bivalve based on environmental DNA (eDNA). *Biological Invasions* **20**(2):437-447

XiaZ, Barker JR, Zhan A, Haffner GD, Macisaac HJ a Hou Z.2021. Golden mussel (*Limnoperna fortunei*) survival during winter at the northern invasion front implies a potential high-latitude distribution. *Diversity and Distributions*. **27**(8):1422-1434

XIAO B, et al. 2014.Effects of temperature and salinity on metabolic rate of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *SpringerPlus* **3**: 1-9

Xu M, Darrigran G, Wang Z, Zhao N, Lin ChCh a Pan B.2015. Experimental study on control of *Limnoperna fortunei* biofouling in water transfer tunnels. *Journal of Hydro-environment Research* **9**(2):248-258

Zhang Ch, Xu M, Wang Z, Liu W a Yu D.2017. Experimental study on the effect of turbulence in pipelines on the mortality of *Limnoperna fortunei* veligers. *Ecological Engineering*. **109**:101-118

Zhang R, Zhang Y, Fei X, Hou Y, Shi J, Li E a Chu W.2022. *Limnoperna fortunei* as an invasive biofouling bivalve species in freshwater: a review of its occurrence, biological traits, risks, and control strategies. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* [online]. **71**(12):1364-1383

Zhao N, et al. 2019.Study of factors influencing the invasion of Golden Mussels (*Limnoperna fortunei*) in water transfer projects. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **22**(4): 385-395

Zhulidov AV, Pavlov DF, Nalepa TF, Scherbina GH, Zhulidov DA, Gurtovaya TY. 2004.Relative distributions of *Dreissena bugensis* and *Dreissena polymorpha* in the lower Don River System, Russia. *Int Rev Hydrobiol* **89**:326–333

Zieritz A, Bogan AE, Frouffe E, et al. 2018. Diversity, biogeography and conservation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionida) in East and Southeast Asia. *Hydrobiologia*. **810**(1):29-44

9 Seznam použitých zkratk a symbolů

%-procento

CaCl₂-chlorid vápenatý

‰-promile

°C – stupně Celsia

CaCO₃-uhličitan vápenatý

10 Seznam použitých obrázků

Obrázek 1: (Beran 2018) Mapa rozšíření korbikuly asijské (<i>Corbicula fluminea</i>) v České republice	14
Obrázek 2: Vývoj rozšíření druhu korbikula asijská, <i>Corbicula fluminea</i> v ČR (Lorencová 2014).	14
Obrázek 3: Výskyt druhu <i>Sinanodonta woodiana</i> v jednotlivých periodách podle záznamů v ND OP ((AOPK ČR 2023))	15
Obrázek 4: Časový průběh šíření slávičky mnohotvárné od prvního zaznamenaného výskytu do roku 2013 (Lorencová 2014).	16

11 Seznam použitých grafů

Graf 1 Geografický přehled.....	29
Graf 2 Metody a mechanismy.....	30
Graf 3 Typ studie.....	31
Graf 4 Taxonomický přehled.....	31
Graf 5 Zaměření studie	32
Graf 6 Metody pro hlavní taxony.....	33

12 Samostatné přílohy

Zde je zobrazen stručný přehled sestavený z excelové tabulky, která obsahovala 89 jednotlivých studií. Poskytuje nám nejlepší přehled druhů, jejich metod eliminace a prevence šíření a typu studií.

taxon	metody a mechanismy	typ studie	zdroj
Corbicula fluminea	biologická metoda	terén	Paschoal et al., 2015
		mesokosmos	Werner and Rothaupt, 2008
		laboratoř	Guilhermino et al., 2018
	fyzikální metoda	terén	Sousa et al., 2012
		laboratoř	Coughlan, 2019
	chemická metoda	terén	Coughlan et al., 2020
		model	Barenberg and Moffitt, 2017
		laboratoř	Boegehold and Kashian, 2021
	parazitismus	terén	Taskinen et al., 2021
	terén	Garcia and Protogino, 2005	
predace	mesokosmos	Sanders and Mills, 2022	
Dreissena polymorpha	fyzikální metoda	terén	Wimbush et al., 2009
	chemická metoda	terén	Coughlan et al., 2020
		laboratoř	Costa et al., 2008
	predace	mesokosmos	Sanders and Mills, 2022
Sinanodonta woodiana	chemická metoda	laboratoř	Bielen et al., 2016
	parazitismus	terén	Taskinen et al., 2021
	predace	laboratoř	Dobler and Geist, 2022
Limnoperna fortunei	biologická metoda	terén	Oliveira et al., 2011
		rešerše	de Paula et al., 2020
		laboratoř	Andrade et al., 2018
	fyzikální metoda	terén	Zhang et al., 2017
		laboratoř	Darrigran et al., 2004
	chemická metoda	terén	Bálsamo Crespo et al., 2020
		laboratoř	Perepelizin and Boltovskoy, 2013
predace	terén	Nakano et al., 2010	
	laboratoř	Williner et al., 2012	
Dreissena bugensis	biologická metoda	terén	Wong et al., 2013
	fyzikální metoda	terén	Verhofstad et al., 2013
	chemická metoda	laboratoř	Coughlan et al., 2020
		terén	Hammond and Ferris, 2019
	predace	mesokosmos	Sanders and Mills, 2022