



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

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

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra biologických disciplín

Diplomová práce

Přínos občanské vědy v mapování a ochraně karase obecného
(*Carassius carassius*) v České republice

Autorka práce: Bc. Zuzana Šmejkalová

Vedoucí práce: doc. RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D.

Konzultant práce: RNDr. Marek Šmejkal, Ph.D.

České Budějovice
2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Karas obecný (*Carassius carassius*) se dostal během posledních desetiletí z jednoho z nejběžnějších druhů stojatých vod na seznam kriticky ohrožených druhů živočichů. Jeho současná distribuce však není dopodrobna zmapována, neboť se velká část jeho posledních populací nachází mimo mapovací schémata agentury ochrany přírody a krajiny a výzkumných organizací. Proto byl spuštěn projekt občanské vědy "Zachraň karase", jehož cílem bylo zmapovat historický a současný výskyt karase obecného a karase stříbřitého (*Carassius gibelio*), který ho z původních lokalit vytlačuje. Tato práce vyhodnocuje data nasbíraná občanskou vědou a ukazuje na i) malou schopnost lidí rozlišit invazní a původní druh mezi sebou, ii) převážné zapojení lidí z malých obcí, kteří mají větší kontakt s přírodou a jejich větší zájem o ochranu původní fauny před tou invazní, iii) mapu současné a historické distribuce karase obecného a stříbřitého dle zapojených respondentů. Tato práce ukazuje potenciál občanské vědy i u relativně komplikovaného tématu jako je odlišení velmi podobných druhů od sebe běžnými občany, jejichž příspěvky mohou nasměrovat vědecké bádání k lokalitám, které by se bez jejich přispění hledaly jen obtížně. Tato diplomová práce ukazuje také velký potenciál zapojení občanské vědy do mapování výskytu větších vodních organismů.

Klíčová slova: občanská věda; biodiverzita; invazní druhy; karas obecný; karas stříbřitý; *Carassius*

Abstract

The crucian carp (*Carassius carassius*) has been moved from least concern status to critically endangered status in the Czech Republic in recent decades. However, its current range is not very well known, as most of the current subpopulations are located outside the priority sampling areas of the National Conservation Agency and scientific organizations. For this reason, the Citizen Science Project "Save the Crucian Carp" was initiated, with the goal of mapping the historical and current range of the crucian carp and the invasive gibel carp (*Carassius gibelio*), which are, in part, the cause of their ongoing extirpation. This work evaluated data collected as part of the Citizen Science project "Save the Crucian Carp" and showed i) the low ability of people to distinguish the species, ii) the dominant contribution of people from villages, who seem to have a stronger contact with nature and are more willing to protect native species from invasive species, and iii) the map of current and historical distribution of crucian carp and gibel carp according to respondents. This work shows that the involvement of citizen science has great potential, even for fairly complicated issues such as the detection of highly similar species, because it can focus scientist's attention on places where native species are more likely to occur. This work demonstrates the relevance of citizen science to freshwater ecology and species range mapping.

Keywords: citizen science; biodiversity; invasive species; crucian carp; gibel carp; *Carassius*

Poděkování

Děkuji svému školiteli RNDr. Markovi Šmejkalovi, PhD. za cenné rady, odborné vedení mé práce a velkou trpělivost při zodpovídání mých četných otázek. Děkuji katedře biologických disciplín za umožnění studia toho, co mě baví. V neposlední řadě děkuji všem respondentům, kteří se zapojili do občanské vědy "Zachraň karase", bez jejichž přičinění by tato práce nevznikla.

Obsah

1	Úvod	8
2	Literární přehled	9
2.1	Občanská věda	9
2.1.1	Deset principů občanské vědy	12
2.1.2	Význam komunikace v občanské vědě	13
2.1.3	Kulturomika a iEkologie	13
2.1.4	Přínosy a limity občanské vědy	14
2.1.5	Kvalita dat	15
2.2	Úbytek biodiverzity	16
2.2.1	Sladkovodní ekosystémy	17
2.2.2	Invazní karas stříbřitý	26
2.3	Karas obecný	27
2.3.1	Historické a současné rozšíření	27
2.3.2	Vzhled a poznávací znaky	28
2.3.3	Způsob života	29
2.3.4	Příčiny ohrožení druhu	29
2.3.5	Status a ochrana druhu	30
2.4	Projekt „Zachraň karase obecného!“	31
3	Cíle práce	33
4	Metodika	34
4.1	Data občanské vědy „Zachraň karase“	34
4.1.1	Dotazníkové šetření	34
4.1.2	Nahrání lokality současného či historického výskytu karase obecného/stříbřitého	35
4.1.3	Otestování způsobilosti respondentů – poznávací kvíz	36

4.2	Zpracování dat.....	36
4.2.1	Vytvoření mapy současného a historického výskytu karase obecného	37
5	Výsledky.....	38
5.1	Základní struktura dat	38
5.2	Statistická analýza dat získaných dotazníkovým šetřením a vzájemné vztahy	46
5.3	Mapa současného a historického výskytu karase obecného	52
6	Diskuse	53
6.1	Výsledky občanské vědy "Zachraň karase"	53
6.2	Problematika invazních druhů.....	55
6.3	Velikostní zapojení obcí.....	56
6.4	Motivace a komunikace s veřejností	56
6.5	Limity a přínosy občanské vědy	57
6.6	Stav karase obecného v České republice	58
7	Závěr.....	60
	Seznam použitých zdrojů	61
	Seznam obrázků	92
	Seznam tabulek	94
	Přílohy.....	95
	Seznam příloh	96

1 Úvod

Občanská věda neboli zapojení veřejnosti do výzkumu je rychle se rozvíjející způsob sběru dat, který umožňuje získat velké množství informací z různých geografických oblastí. V dnešní době s rychlým rozvojem technologií zaznamenala občanská věda rapidní nárůst. V současné době narůstá počet projektů občanské vědy v různých oblastech vědeckého výzkumu. Velmi cennou oblastí, kde může občanská věda pomoci, je monitoring ohrožených, vzácných a invazních druhů. Velmi zajímavou oblastí v tomto ohledu je monitoring sladkovodní biodiverzity a jejího úbytku, neboť je výzkum v této oblasti velmi drahý a občanská věda může pomoci nasbírat více dat a případně zacílit na zajímavé lokality díky občanům.

Karas obecný, původní ryba stojatých a pomalu tekoucích vod České republiky, je nyní na pokraji vyhynutí, a to především z důvodu úbytku jeho biotopů a kvůli invaznímu druhu karasovi stříbřitému, který jej z jeho lokalit vytlačuje a může se s karasem obecným také křížit. Ačkoliv původní areál karase obecného zahrnoval většinu malých stojatých vodních ploch, jeho historický a současný výskyt je na našem území nedostatečně zmapován. Cílem této diplomové práce bylo zmapovat úbytek karase obecného pomocí občanské vědy a zjistit, jak moc může být mapování a ochrana druhu založena na zapojení aktivní občanské společnosti.

2 Literární přehled

2.1 Občanská věda

Vývoj nových technologií umožnil nové možnosti sběru a vyhodnocování vědeckých dat. Jednou z těchto možností je občanská věda, tj. aktivní zapojení veřejnosti ve vědeckém výzkumu. Zapojení veřejnosti vychází obvykle z jejich vlastního zájmu na zkoumaném tématu a obvykle jsou jejich příspěvky neplacené. Přestože určitá organizovaná pozorování amatérských přírodovědců probíhají už po mnoho století, občanská věda v dnešní podobě se rozšířila až v posledních desetiletích především díky rozvoji informačních a komunikačních technologií (Miller-Rushing et al., 2012). Různé aplikace umožnily vznik databází, do kterých dobrovolníci nahrávají získaná data standardizovaným způsobem a umožnily propojení získaných dat od lidí z různých oblastí celého světa (Howe, 2006). Účastníci přispívají nejčastěji sběrem dat, popřípadě se i zapojují do plánování pokusů či přispívají svými znalostmi (Irwin, 2017). Pomocí občanské vědy lze sbírat data různého charakteru od fenologie vybraných organismů, relativní početnosti a rozšíření druhů až po přežívání a reprodukční úspěch organismů napříč časem a prostorem atd. (Dickinson et al., 2010).

Počátky občanské vědy v přírodních vědách sahají až do doby před několika tisíci lety. Ve starověké Číně pomáhali místní obyvatelé sledovat přemnožení saranče stěhovavé (*Locusta migratoria*), která ničila úrodu (Irwin, 2018). Nejdelší historii zapojování dobrovolníků do vědeckých projektů mají oblasti ornitologie a astronomie. První oficiální projekty se týkaly sčítání ptactva. V polovině 18. století amatérští ornitologové sledovali dobu migrací ptáků ve Finsku, zaznamenávali přílety prvních jarních migrantů (Greenwood, 2007). Na začátku 20. století v Americe započala tradice „Vánoční sčítání ptáků“, velký projekt jako alternativa místo původního zvyku – soutěže v jejich střelení. Od té doby se ve Spojených státech monitoring ptáků stal populárním (National Audubon Society, 2023). V roce 1966 byl v Severní Americe spuštěn projekt monitoringu ptáků veřejností "Breeding Bird Survey" (BBS), jako reakce na hromadné úhyny ptáků po aplikaci DDT, který měl za úkol monitorovat, jak se mění populace ptáků kontinentálních druhů USA a Kanady. Cílem bylo zvolit vhodný management jejich ochrany. Tento program stále probíhá se současným výhledem do roku 2030. Výsledkem je index populační hustoty druhů – odhad populačních trendů a relativní hojnost jednotlivých druhů v různých geografických oblastech (USGS

Eastern Ecological Science Center, 2023). Další oblastí, ve které se začala veřejnost zapojovat do vědeckých projektů, je astronomie. Na konci 19. století byl ve Velké Británii spuštěn projekt "Přechod Venuše", pomocí kterého se měřila vzdálenost Země od Slunce s pomocí amatérských astronomů, a do tohoto projektu se zapojili dobrovolníci z celého světa (Ratcliff, 2008).

Vlastní název "Občanská věda" (z anglického "Citizen science") se začal používat od roku 1990 (Vohland et al., 2021). Jedním z významných projektů je tzv. "Galaxy Zoo", online astronomický projekt, ve kterém účastníci provádějí porovnávání galaxií. Z tohoto projektu vznikla platforma "Zooniverse", která sdružuje projekty občanské vědy na mezinárodní úrovni (Smith et al., 2013). Tento projekt naznačil široký záběr, jimiž se projekty občanské vědy budou ubírat. V současné době má občanská věda velké užití napříč různými obory. Mimo přírodní vědy se používá v humanitních oborech, primárním cílem je zkoumání lidské kultury, například v historii, literatuře, filosofii či umění (Vohland et al., 2021). Využití má i v lékařství, existují aplikace, do kterých se zapojuje veřejnost a pomáhají například v léčbě rakoviny. Například projekt "Cell Slider" zapojuje dobrovolníky do rozborů vzorků tkáně pacientů nemocných rakovinou (Candido Dos Reis et al., 2015). V epidemiologii pomohla občanská věda se studiem rozšíření západonilské horečky v Severní Americe (Hochachka et al., 2004).

V přírodních vědách má občanská věda velké využití v biochemii, klimatologii, biologii, genetice, astronomii a epidemiologii, zatímco v chemii se moc nepoužívá (Vohland et al., 2021). V biochemii například pomáhá rozluštit strukturu bílkovin. Počítačová hra Foldit má za úkol pomoci rozluštit struktury vybraných bílkovin. Hra je dostupná online jako freeware a může se do ní zapojit kdokoli, přičemž vědci poté struktury ověřují (Dickinson et al., 2010). Díky tomuto projektu již byla rozluštěna struktura viru opičího HIV (Khatib et al., 2011). Občanské vědy využívají také projekty na mapování klimatické změny. Dopady klimatické změny jsou v těchto případech měřeny především pomocí posunu areálů druhů, migrací a změnou vegetačního období (Dickinson et al., 2010). Například v Anglii probíhá multigenerační pozorování času kvetení amatérskými zahradníky. Tato data byla použita k monitoringu, jak rostliny odpovídají na klimatickou změnu (Hepper, 2003).

Oblast, která by se bez občanské vědy dnes už pravděpodobně neobešla, je ekologie a především pak makroekologie (Gaston and Blackburn, 2000). Nejčastěji občanská věda v makroekologii pomáhá s monitoringem biodiverzity ve velkém geografickém měřítku (Lepczyk et al., 2009). Monitorují se různé taxonomické skupiny, od

rostlin a hub, přes bezobratlé až po velké savce (Dickinson et al., 2010). Velké uplatnění nachází občanská věda ve sledování invazních nebo ohrožených druhů (Johnson et al., 2020). V Evropě byl založen program EASIN (European Alien Species Information Network), pomocí kterého probíhá monitoring invazních druhů. Občanská věda je efektivní také při hledání zmizelých původních druhů, například projekt v Severní Americe "The Lost Ladybug Project". Původní druhy slunéček (Coccinellidae) začaly v Severní Americe rapidně ubývat, kdežto nepůvodní druhy se hojně rozšířily. Tento projekt má za cíl tyto změny dlouhodobě monitorovat (Losey et al., 2012). Dalším příkladem je sdružení několika projektů občanské vědy zaměřených na ptactvo pod Cornellovo laboratoří. Cílem je zjistit, jak jsou ptáci ovlivněni ztrátou habitatů, znečištěním ovzduší a vody, nemocemi a změnou klimatu (The Cornell Lab, 2023). Dále existuje platforma iNaturalist, která přispívá na poli taxonomie, pomáhá identifikovat zvířata, rostliny a houby po celém světě, uživatel vyfotí živočicha/rostlinu/houbu a aplikace iNaturalist automaticky vytvoří návrhy. V komunitě pak lze o objevu diskutovat a ověřit si správnost určení, pozorování je následně přínosné pro vědce, kteří z těchto dat zjišťují vliv urbanizace a lidské aktivity na velká zvířata (Vardi et al., 2021). Některé rybářské aplikace, například "Fishbrain" či "iAngler", umožňují zaznamenávat úlovky ryb a poskytují tak potencionálně hodnotná data, která mohou být použita při plánování managementu rekreačního rybaření (Venturelli et al., 2017).

V České republice existuje několik desítek projektů občanské vědy. Některé jsou vedené jednotlivci, neziskovými spolky či nevládními organizacemi nebo v rámci akademických institucí. Asi nejznámějším projektem je "Ptačí hodinka", tj. zimní sčítání ptáků na krmítkách pod záštitou České společnosti ornitologické (ČSO). Vědci tak získají informace o tom, které druhy ptáků se vyskytují na zahradách (Ptačí hodinka, 2023). Aplikace "Dragonfly Hunter CZ" umožňuje ohlásit výskyt vážek na území České republiky pomocí fotografie. Tento projekt pomohl znovuobjevit vážku širokou (*Leucorrhinia caudalis*), která byla v České republice považována za vyhynulou (Ožana et al., 2019). Projekt "Najdi pijáka" vznikl za účelem zrevidovat výskyt klíštěte pijáka lužního (*Dermacentor reticulatus*) v České republice. Tento druh pochází z teplejších částí Evropy a kvůli oteplování posunuje hranice svého výskytu, data o jeho výskytu v České republice však chybí (Daněk et al., 2022). Další projekty občanské vědy budou v českém prostředí bezpochyby následovat.

2.1.1 Deset principů občanské vědy

Evropská asociace občanské vědy (ECSA – European Citizen Science Association), která koordinuje projekty zaměřené na občanskou vědu, formulovala „Deset principů občanské vědy“. Toto desatero obsahuje základní pravidla a zásady, pomocí nichž je vhodné sestavit projekt zaměřený na občanskou vědu (Robinson et al., 2018).

1. Občané se mohou aktivně zapojit do vědeckého úsilí prostřednictvím projektů občanské vědy a tím přispět k rozvoji nových vědeckých poznatků. *Občané mají v projektu významnou roli jako přispěvatelé, spolupracovníci či dokonce vedoucí projektů.*
2. Projekty občanské vědy by měly mít za cíl opravdový vědecký výstup. *Například řešení výzkumných otázek či podílení se na managementu ochrany.*
3. Z účasti na projektu mají prospěch obě strany, vědci i občané. *Přínosy mohou zahrnovat možnost vzdělávání, výhody pro společnost, osobní potěšení, publikace vědeckých zjištění a uspokojení z pomoci vědě a možnosti ovlivnit způsob řešení.*
4. Dobrovolníci se mohou účastnit mnoha kroků vědeckého postupu. *Toto může zahrnovat vytváření výzkumných otázek, návrh metody, sběr a analýzu dat a komunikaci výsledků širší veřejnosti.*
5. Dobrovolníci z projektu obdrží zpětnou vazbu. *Například jak jsou data od nich použita a jejich využití pro vědu i společnost.*
6. Občanská věda je považována za vědecký přístup, s omezeními i zkrácenými, které by měly procházet kontrolou. Umožňuje zpřístupnění vědy veřejnosti i její zapojení, čímž se liší od klasického výzkumného přístupu.
7. Data získaná pomocí občanské vědy, jsou přístupná veřejnosti a v případě, že je to možné, jsou výsledky uveřejněny ve formátu s otevřeným přístupem. *Sdílení výsledků může probíhat již v průběhu či po skončení projektu, a to pouze v případě, kdy zde není zavedeno pravidlo o zachování soukromí.*
8. Ve výsledcích pokusu a v publikacích je uvedeno poděkování dobrovolníkům.
9. Hodnocení projektů občanské vědy probíhá podle kvality dat a vědeckých výsledků a z toho plynoucích dopadů na společnost a politiku. Roli může hrát i zkušenost účastníků.

10. Hlavní řešitel projektů občanské vědy musí vzít v úvahu právní a etická hlediska, týkající se autorských práv, dohody o sdílení dat, ochrany práv duševního vlastnictví, zachování mlčenlivosti, citování autorství a environmentálních dopadů plynoucích z těchto aktivit.

2.1.2 Význam komunikace v občanské vědě

Projekty občanské vědy musí být určitým způsobem zprostředkovány veřejnosti. Účastníci sami mohou sdílet zkušenosti a výstupy z projektu uvnitř komunity a skrze jejich vlastní komunikační kanály. Doporučení pro účinnou komunikaci projektů v občanské vědě shrnuly ve své práci Hecker et al. (2018).

1. Webové stránky a mobilní aplikace je snadné vytvořit. Výhodou je jejich snadné použití a oslovení širokého spektra účastníků.
2. Sociální sítě a webové platformy poskytují možnost dosáhnout širokého spektra účastníků, podporují navázání přátelství a diskuze mezi účastníky i vědci a zlepšují přístupnost dat a informací (Newman et al., 2010).
3. Využití tradičních masových médií, jako například novin a televize, zvyšuje motivaci účastníků, a navíc mají poměrně vysoký dosah k širokému spektru veřejnosti.
4. Plán komunikační strategie je stěžejní pro úspěch projektů občanské vědy a měl by být vytvořen už v začátku projektu.
5. Poskytování zpětné vazby podporuje účastníky v projektu, zlepšuje kvalitu získaných dat, podporuje vzdělávací potenciál a může odhalit nové možnosti ke sdílení informací (Druschke and Seltzer, 2012).
6. Osobní setkání je vhodnou možností, jak společně oslavit úspěch a projevit vděk za účast v projektu, poskytnutí sociální interakce a zábavy.

2.1.3 Kulturomika a iEkologie

S občanskou vědou souvisí i dva poměrně nové digitální přístupy iEkologie a kulturomika. Jedná se o analýzu velkého objemu dat z dostupných online zdrojů. Tato digitální data, nahrávaná na internetové zdroje, pochází od lidí v rámci jejich každodenního života jako například Facebook, Instagram, YouTube či zpravodajská média (Pace et al., 2019).

Zatímco kulturomika studuje vztahy mezi člověkem a přírodou a dopad lidské kultury na stav přírody, iEkologie studuje ekologické vzory a procesy s využitím dat, která byla původně sbírána pro jiné účely (Gaston and Blackburn, 2000). Data získaná pomocí kulturomiky mohou být použita pro studium zacílené na témata jako jsou charismatické druhy (tj. obvykle velký druh organismu dobře známý a využívaný pro ochranné účely), ekosystémové služby a čerpání zdrojů či přístup lidí k ochraně přírody (Sherren et al., 2017). Pomocí iEkologie se získávají data o výskytu druhů a změnách v jejich rozšíření, populační dynamice a mapování invazních, vzácných nebo ohrožených druhů (Mittermeier et al., 2019). Používají se především v terestrických ekosystémech, ale své uplatnění začínají nacházet i ve vodních ekosystémech především v oblasti rybářství. iEkologie může pomoci detekovat ohrožené, vzácné a invazní druhy, ohodnotit stav vybraných ekosystémů, a tím pomoci vytvořit vhodný management chráněných území, zkoumá také dopad lidské činnosti na ekosystémy včetně dopadu sociálního (Jarić et al., 2020).

Díky tomuto přístupu se například podařilo identifikovat nový invazní druh ryby v České republice, hlavačkovce Glenova (*Perccottus glenii*), který k nám byl zavlečen do soustavy chovných rybníků u Rokycan (Šmejkal et al., 2023). Obdobně další nepůvodní druh ryby, kaprovec velkoústý (*Ictiobus cyprinellus*), byl zjištěn na našem území prostřednictvím fotografií na internetových rybářských fórech (Kalous et al., 2018).

2.1.4 Přínosy a limity občanské vědy

Mezi výhody občanské vědy patří výrazné snížení nákladů i času potřebného k nasbírání dat (Levrel et al., 2010). Navíc umožňuje získat data z velkého území, která by se bez velkého počtu dobrovolníků nedala uskutečnit (Bonney et al., 2009). Zpřístupnění vědy veřejnosti a možnost zapojit se do výzkumu je dalším neocenitelným faktem a hnacím motorem pro běžné občany (Rotman et al., 2012). Tato metoda navíc přináší možnost dostat nasbíraná data i ze soukromých pozemků. Mimo získání vědeckých dat má občanská věda přínosné sociální dopady, jako například povědomí o místních problémech či zlepšení veřejného zdraví, vliv na politiku, jako je například zavedení účinnějších legislativ (Wehn et al., 2021). Přináší i osobní výhody účastníkům samotným, od potěšení z dané aktivity po nové znalosti daného oboru a silnější vědecké povědomí (Aristeidou and Herodotou, 2020).

Někteří vědci ale oponují s tím, že data nasbíraná veřejností nemusí být přesná a mohou být ovlivněna jejich vlastními preferencemi a líbivostí druhu a tím ovlivňovat kvalitu použitých dat pro vědecké účely (Bayraktarov et al., 2019).

2.1.5 Kvalita dat

Jedním z kontroverzních témat ohledně občanské vědy je kvalita dat. Dosud pouze malá část projektů občanské vědy spojená s výzkumem biodiverzity přispěla svými daty do vědeckých článků (Theobald et al., 2015). Mnoho projektů vyžaduje velké množství pozorování, často stovky pozorování za den (Jacobs, 2016) a použití těchto dat ve vědě ztěžuje jejich možná nedůvěryhodnost (Conrad and Hilchey, 2011).

Data z občanské vědy patří mezi data oportunistická, většinou nejsou sbírána podle vytvořeného schématu (Chapman, 2005), proto podléhají častým zkreslením, které se dají rozdělit do několika kategorií. Tyto nedostatky mohou vést k uměle vytvořeným domněnkám či zakrývat skutečné trendy (Dennis and Thomas, 2000).

1. Geografické zkreslení dat (z anglického "geographical bias"), ke kterému může docházet vlivem nerovnoměrné distribuce zkoumaných míst (Dennis and Thomas, 2000). Například při mapování rozšíření druhů závisí, zda se jedná o přesný bod daný GPS souřadnicemi či pouhé přiřazení k určité geografické oblasti nebo k mapovému kvadrátu (Jacobs, 2016).
2. Pozorovací zkreslení (z anglického "observation bias") je dané rozdílným pozorovacím úsilím mezi účastníky. Může záviset například na rozdílných povětrnostních podmínkách během doby trvání projektu či na rozdílech v prostorové hustotě sledovaných organismů (Jacobs, 2016).
3. Ohlašovací zkreslení (z anglického "reporting bias") je dané tím, že mnoho pozorovatelů nenahlásí výskyt všech druhů, ale pouze těch, které jsou pro ně zajímavé (Van Strien et al., 2013).
4. Detekční zkreslení (z anglického "detection bias") vzniká, když nejsou pozorovatelé schopni detekovat všechny druhy vyskytující se na lokalitě (MacKenzie et al., 2018).

2.2 Úbytek biodiverzity

Biodiverzita, která je definovaná jako rozmanitost života na Zemi, zahrnuje rozmanitost na úrovni genů, druhů a ekosystémů. Dle odhadů téměř 9 miliónů druhů rostlin, živočichů, prvků a hub (Bánki et al., 2023) obývá spolu s 8 miliardami lidí planetu (Worldometer, 2022). Člověk svými činnostmi biodiverzitu obvykle snižuje a tím narušuje funkce ekosystémů, přičemž čím rychleji klesá biodiverzita, tím více se zvyšují negativní změny v ekosystémech (Cardinale et al., 2006). Ztráta biologické rozmanitosti je jeden z nejvážnějších environmentálních problémů způsobených člověkem. Každý rok vymírají stovky druhů a ještě mnohem větší množství izolovaných populací jednotlivých druhů (Worm and Tittensor, 2011). Vymírání je přirozený proces, ale v posledních několika desetiletích člověk vymírání druhů tisíckrát urychlil (MEA, 2005). V průběhu historie země přirozeně proběhlo pět masových vymírání a někteří vědci se domnívají, že jsme uprostřed šestého masového vymírání druhů, jež je tentokrát zaviněno člověkem (Ceballos et al., 2017). Ztráta habitatů, nadměrné využívání přírodních zdrojů, zavlečení invazních druhů, znečištění ovzduší i vod a probíhající klimatická změna i interakce mezi těmito faktory způsobily prudký pokles v počtu i velikosti populací obratlovců (Hughes et al., 1997).

Vymizení jednoho druhu může narušit produktivitu ekosystému prostřednictvím narušení trofické kaskády či zásadního dopadu na klíčové druhy ekosystému (Cardinale et al., 2006). Jako klíčový druh je definován druh mající vliv na mnoho dalších druhů, s mnohem delším dosahem, než by se podle jeho hojnosti očekávalo, většinou se jedná o vrcholového predátora nebo ekosystémového inženýra (Simberloff, 1998). Nejvíce narušuje funkce ekosystému ztráta biodiverzity napříč trofickými úrovněmi (Cardinale et al., 2012).

Pro člověka je biodiverzita důležitá z hlediska ekosystémových služeb, což jsou výhody, které člověk čerpá z ekosystémových procesů. Příkladem ekosystémových služeb může být např. poskytování potravin, zásob vody, léčiv, dřeva, ale i koloběh vody a živin, opylování, pohlcování oxidu uhličitého, ochrana před povodněmi, regulace klimatu a nemocí. Při poklesu biodiverzity zároveň klesá schopnost ekosystému poskytovat ekosystémové služby (MEA, 2005).

V současné době je ohroženo vyhynutím 10–30 % savců, obojživelníků a ptáků (MEA, 2005) a 7,5 % ryb z řádu Actinopterygii (IUCN, 2023), přičemž největší úbytek biodiverzity je ve sladkovodních ekosystémech (MEA, 2005).

2.2.1 Sladkovodní ekosystémy

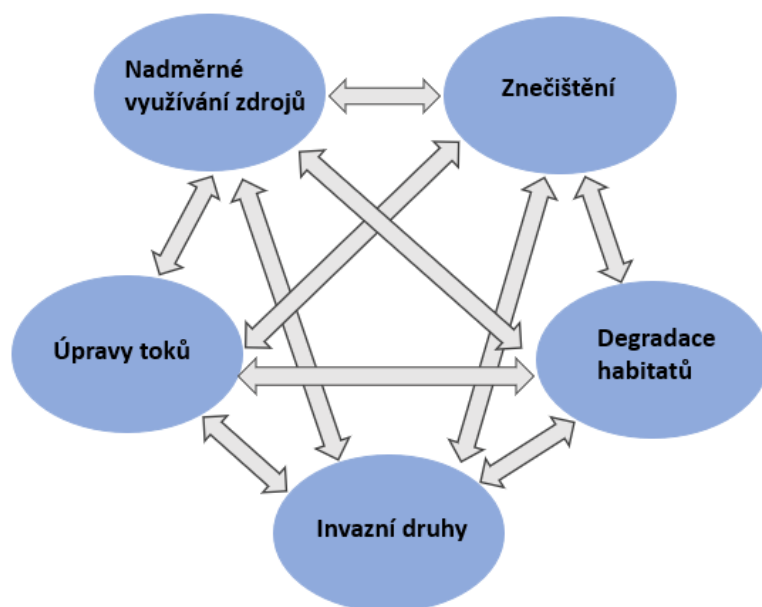
Největší propad biodiverzity je současné době pozorován ve sladkovodních ekosystémech (Tickner et al., 2020). Tyto ekosystémy, mezi které patří řeky, jezera, mokřady, delty řek, rašeliniště a bažiny, pokrývají méně než 1 % plochy planety, ale jsou zdrojem mimořádné biodiverzity. Žije zde jedna třetina obratlovců a 10 % všech druhů (Strayer and Dudgeon, 2010). Také stupeň endemismu je zde mimořádně vysoký (Abell et al., 2008). Sladkovodní ekosystémy jsou náchylné k environmentálním změnám a lidské činnosti, přičemž hlavní vlastností vedoucí k jejich zranitelnosti je velké bohatství druhů na relativně malém prostoru. Sladkovodní ekosystémy hostí 51 % ze všech druhů ryb a více než 18 tisíc různých druhů ryb (Dudgeon et al., 2006).

Úbytek mokřadních ekosystémů je v současné době třikrát rychlejší než úbytek lesů (Gardner and Finlayson, 2018) a populace sladkovodních obratlovců poklesly více než dvakrát oproti suchozemským nebo mořským ekosystémům (Grooten and Almond 2018). Téměř každý třetí druh pocházející ze sladkovodních ekosystémů je ohrožen vyhynutím (Collen et al., 2014), přičemž nejvíce jsou ohrožené druhy migrujících ryb (Riede, 2004). Pokles byl zaznamenán u 76 % reofilních druhů ryb (tj. ryb, které preferují pobyt ve vodě s větším průtokem) z celého světa, a z toho největší úbytek (93 %) byl zaznamenán v Evropě (Deinet, 2020). Téměř 30 tisíc druhů sladkovodních ekosystémů je zařazeno do červeného seznamu IUCN, z toho 27 % je ohroženo vyhynutím (IUCN, 2019).

Říční ekosystémy patří mezi nejbohatší ekosystémy co se biodiverzity týče (Dudgeon et al., 2006). Oplývají velkým množstvím ekosystémových služeb, které člověk hojně využívá (Grill et al., 2019). Slouží jako zdroj potravy a sladké vody, jako transportní koridor a jako významný zdroj energie (Ripl, 2003). Zvyšující se poptávka po těchto službách způsobila potřebu vodní toky regulovat (Nilsson et al., 2005). Pro říční ekosystémy jsou přitom extrémně důležité disturbance, například povodně, při kterých dochází k promývání substrátu a tvorbě nových habitatů v rámci koryta řeky. Neméně důležitá je dynamika nivy, díky které dochází k tvorbě nových tůní a zároveň zanášení těch starých. Tento koncept dynamicky fungující řeky nese pojmenování environmentální toky z anglického pojmu "Environmental flows" (Arthington, 2012).

Hlavní příčiny úbytku biodiverzity ve sladkovodních ekosystémech lze rozdělit do pěti kategorií (Obrázek 1). Patří mezi ně úpravy toků, degradace habitatů, znečištění, nadměrné využívání zdrojů a invazní druhy (Dudgeon et al., 2006). K tomu se

navíc přidávají další environmentální změny v globálním měřítku jako je zvýšená depozice dusíku, oteplování, změny srážek a odtok vody (Galloway et al., 2004).



Obrázek 1: Pět hlavních kategorií způsobujících úbytek biodiverzity ve sladkovodních ekosystémech a vzájemné interakce, které synergicky působí na úbytek diversity v ekosystému. Převzato a upraveno dle Dudgeon et al. (2006).

1. Úpravy toků

Mezi nejvýznamnější úpravy vodních toků patří výstavba přehradních nádrží, říční infrastruktury a narovnávání koryta řek. Regulace řek, zadržování vody v přehradních nádržích a další změny zapříčinily prudký pokles biodiverzity těchto ekosystémů.

Počet přehradních nádrží v posledních desetiletích podstatně vzrostl zejména v rozvojové části světa. Důvodem je zvýšená potřeba vody pro zavlažování, zásobárna vody, vodní energie, plavební cesty a protipovodňová ochrana (Lehner et al., 2011). Například v Asii bylo v posledním desetiletí vystavěno 78 % veškerého objemu vodních nádrží a v Jižní Americe bylo vytvořeno téměř 60 % všech nádrží od 80. let (MEA, 2005).

V současné době je pouze 37 % velkých řek delších než 1000 km volně tekoucích a ty jsou navíc zejména v rozvojových částech světa a jejich status se bude v budoucnu zhoršovat (Grill et al., 2019). Některé světové řeky, Ganga, Brahmaputra, Žlutá řeka, Nil a Colorado během období sucha ani nedotečou do moře kvůli jejich úpravám a

využití (Postel, 2000). Největší dopady jsou viditelné v oblastech s vysoce proměnlivým režimem toku. Lidé v těchto oblastech potřebují nejvíce protipovodňovou ochranu a zásobu vody. Takovéto přehradní nádrže uchovávají 10 000 km³ vody, což je pětkrát více, než objem všech světových řek (Nilsson and Berggren, 2000). Řeky s největší biodiverzitou na světě – Amazonka, Kongo a Mekong prodělávají podstatné hydrologické změny kvůli výstavbě přehradních nádrží (Winemiller et al., 2016). Zadržování vody přehradami na severní polokouli je nyní tak velké, že způsobilo měřitelné geodynamické změny v rotaci země a gravitačním poli (Chao, 1995).

Zásahy lidské činnosti způsobují fragmentaci vodních toků, změnu vodního režimu a zvýšenou depozici sedimentu (zanášení koryta řeky), změny v cyklu živin a změny teplot vody (Lehner et al., 2011). Umělé bariéry, jako jsou přehrady, vodní kanály a jezy, brání pohybu migrujících ryb a snižují tak jejich schopnost dokončit svůj životní cyklus (Winemiller et al., 2016). Fragmentace toků tak představuje hlavní ohrožení migrujících ryb (van Puijenbroek et al., 2019). Výsledkem fragmentace je narušená konektivita řeky, čímž vznikají izolované říční úseky (Fuller et al., 2015). Vzniklé malé fragmentované subpopulace ztrácí genetickou variabilitu a snižuje se tak jejich schopnost přizpůsobovat se změnám prostředí (Frankham et al., 2002). Částečnou kompenzaci poskytují rybí přechody zbudované na přehradách a jezích za účelem zlepšení konektivity fragmentovaných řek. Jejich účinnost však zůstává nízká (Noonan et al., 2012). Neřeší totiž základní problém současných vodních toků: ztrátu habitatů, jejich vzájemnou propojenost a dynamické přelévání jednoho habitatu do druhého. Kvůli regulacím toků se neobnovují slepá ramena a tůňe a ty stávající se zazemňují. Řeka postrádá dynamiku v nivě, a to zasahuje do životního cyklu druhů vázaných na tyto habitaty (Arthington, 2012).

Například v Číně vedlo vystavění přehrady Tři soutěsky na řece Yangtze k vyhubení mimo jiné i prastarého veslonosa čínského (*Psephurus gladius*), ryby z řádu jeseteří (*Acipenseriformes*), kterému byla přerušena migrační trasa (Liu et al., 2019; Zhang et al., 2020). Dalším příkladem je jeseter ruský (*Acipenser gueldenstaedtii*), který kvůli výstavbě přehrad v oblasti Kaspického moře přišel o 70 % třecích míst a téměř o všechna místa v oblasti Černého moře (Gessner et al., 2022). Losos obecný (*Salmo salar*) se až do 30. let minulého století pravidelně vyskytoval v řece Labi a jejích přítocích na území dnešní České republiky, jeho tah sahal dokonce až na Šumavu (Frič, 1893). Po vystavění přehrad a vlivem nadměrného rybolovu jeho stavy prudce poklesly a následkem velkého znečištění vody zcela vymizel (Baruš & Oliva, 1995).

Během nedávných let se však kvalita vody v Labi zlepšila a říční bariéry byly upraveny tak, aby poskytovaly možnost migrace. Poté byl losos obecný u nás znovu úspěšně vysazen (Kortan et al., 2010), nicméně velikost tahu se udává spíš v jednotkách kusů a statisícové tahy se doposud obnovit nepodařilo (Wolter, 2015).

2. Degradace habitatů

Degradace habitatů je způsobena různými lidskými činnostmi, způsobující jak přímé, tak nepřímé dopady na ekosystémy. Mezi přímé vlivy patří například těžba písku, kamenů a šterku, těžba zlata či narovnání řek. Nepřímé dopady jsou způsobeny změnami ve využívání krajiny, především v rámci povodí, mezi které patří například odlesnění, odvodnění a zemědělská činnost.

Například těžba zlata a písku z řek v Mongolsku vedla k vážné degradaci habitatů tajmena sibiřského (*Hucho taimen*) a následně k poklesu jeho populace (Hogan and Jensen, 2013). V Jižní Americe způsobila těžba zlata, odlesňování a lov pokles populací vydry obrovské (*Pteronura brasiliensis*; Groenendijk et al., 2022). Hlavatka japonská (*Parahucho perryi*) trpí velkými změnami habitatu v Rusku kvůli těžbě dřeva, stavbě silnic a rychle se rozvíjejícímu průmyslu oleje a plynu. Habitaty téhož druhu v Japonsku mizí kvůli expanzi zemědělství a urbanizace (Rand, 2006).

Odlesnění má vliv na povrchový odtok vody, způsobuje erozi břehu, čímž se ničí pobřežní porosty rostlin a zvyšuje se ukládání říčního sedimentu, což následně způsobuje zanášení říčního dna (Dudgeon et al., 2006). Přitom submerzní a dočasně zaplavené rostliny v pobřežní zóně jsou významným habitatem pro ryby. Probíhá zde reprodukce fytofilních druhů ryb (tj. ryb vázaných svým rozmnožováním na porosty vodních rostlin), mezi které patří například kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*) či karas obecný (Kobayashi et al., 2008; Kouřil & Podhorec, 2011; Huang et al., 2020). Slouží také jako útočiště před predátory a v neposlední řadě poskytují potravu v podobě bohaté fauny bezobratlých, která zde žije (Killgore et al., 1993).

Odvodňování a přeměna pobřežních i sladkovodních mokřadů probíhá už mnoho století. Zbývající přírodní mokřady pokrývají pouze malou část těch původních a stále klesají na většině míst světa. Od roku 1700 zmizelo 87 % vnitrozemských mokřadů, přičemž největší rychlosti dosahovalo odvodnění na konci 20. století (Davidson, 2014). Zároveň přibývá uměle vytvořených mokřadů (Gardner and Finlayson, 2018) a

rozšiřování jejich rozlohy, především rýžovišť. Některé umělé mokřady vznikly přeměnou těch původních, nicméně došlo k přeměně na zemědělskou či akvakulturní produkci (Ballut-Dajud et al., 2022).

V 19. století probíhala v Evropě rozsáhlá změna mokřadů za účelem upravení struktury řek v rámci protipovodňových zásahů a pro zemědělskou produkci, jak již bylo zmíněno v přechozí podkapitole „Úpravy toků“. Následkem těchto zásahů většina evropských řek ztratila svou původní ekologickou funkci, tj. zadržování vody v krajině pomocí meandrů, slepých ramen a periodicky zaplavovaných mokřadů u delty řek (Petts et al., 2006).

Degradované ekosystémy jsou náchylnější na invaze nepůvodních druhů (Hermoso et al., 2011). Příkladem může být nepůvodní druh slávky *Brachidontes pharaonis* kolonizující Středozemní moře, který byl až do roku 1995 poměrně vzácný, jelikož původní druh slávky *Mytilaster* byl lepším kompetitorem. Avšak degradace pobřežních habitatů vedla k postupnému úbytku druhu *Mytilaster* a začal tak převažovat invazní druh *Brachidontes pharaonis* (Rilov et al., 2004).

3. Znečištění

Znečištění vod se stalo globálním problémem a má velký dopad na zdraví lidí i zvířat (Dudgeon et al., 2006). Široká škála chemických komponent je globálně užívána pro účely jako je kontrola škůdců, hnojiva v zemědělství, průmyslová výroba i každodenní produkty od detergentů po antibiotika. Podstatná část těchto znečišťujících látek končí ve sladkovodních ekosystémech různými cestami zahrnující přímé vypouštění, povrchový odtok či atmosférickou depozici (Closs et al., 2015). Kvalitu vody ovlivňuje mnoho faktorů. Působí zde vliv srážek, klimatu, geologie a půdního typu, záleží také na stavu toku, vliv má i vegetace, podzemní vody a v neposlední řadě lidská činnost, například těžba, rozvoj měst a zemědělství (Yudin et al., 2011). Ačkoli se v některých průmyslových zemích situace zlepšila, například se snížilo znečištění z bodových zdrojů (obcí a průmyslu), ostatní hrozby, jako například vypouštění nadměrného množství živin, celosvětově vzrůstají (Smith, 2003).

Eutrofizace, tj. zvýšené množství dostupných živin ve sladké vodě (zejména fosforu), je jeden z hlavních důvodů zvýšené produktivity vod (Leira et al., 2009). Ačkoli je eutrofizace přirozený proces, lidská činnost urychluje rozsah i tempo tohoto procesu (Carpenter et al., 1998). Fosfor je ve velké míře používán jako součást hnojiv a objevuje se v odpadních vodách, dostává se odtokem do vodních ekosystémů a kumuluje

se ve vysokých koncentracích ve vodních tělesech kolem zemědělských půd nebo hustě osídlených oblastí. Vysoké koncentrace fosforu vyústí v nadměrný růst fytoplanktonu (Khan and Ansari, 2005). Tím se spouští změny ve složení druhů makrofyt, které mohou i vymizet, a s tím je spojené snížení druhové diverzity. Snižuje se průhlednost vody a také množství dostupného kyslíku ve vodě (Smith et al., 2006). Příkladem dopadu eutrofizace na rybí společenstvo je například výskyt anoxie ve Finsku v letech 2002–2003, kde nedostatek rozpuštěného kyslíku ve vodě způsobil vyhybnutí místní populace candáta obecného (*Sander lucioperca*) a pokles populace ostatních ryb, například oukleje obecné (*Alburnus alburnus*) a cejnka malého (*Blicca bjoerkna*; Ruuhijärvi et al., 2010).

Některé vodní organismy jsou na nedostatek kyslíku adaptované. Ryb tolerantních k hypoxii až anoxii je v našich vodách velmi málo, například karas obecný, piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*) či lín obecný (Piironen & Holopainen, 1986; Bronmark et al., 1995), tyto druhy však i tak v těchto podmínkách nebudou úplně prosperovat, neboť je jejich životní cyklus vázán na bohatý porost vodních makrofyt (Balon, 1975).

Další z velkých hrozeb je výskyt těžkých kovů ve vodách. Jsou považovány za rozhodující kontaminant vodních ekosystémů, vzhledem k jejich možné akumulaci v potravním řetězci (Erdoğan and Erbilir, 2007), přičemž ryby jsou jedny z nejvíce citlivých vodních organismů k toxickým látkám ve vodě (Alibabić et al., 2007). Hlavní zdroje těžkých kovů jsou zemědělská činnost, průmysl a důlní činnost (Peters et al., 2013). Vysoké koncentrace těžkých kovů byly například naměřeny u jeseterů ostrořypých (*Acipenser oxyrinchus*) v Severní Americe (Hilton and Fox, 2022) a mohou mít největší dopad právě u dlouhověkých druhů s pomalou reprodukcí (Stanic et al., 2006; Webb et al., 2006).

4. Nadměrné využívání zdrojů

Nadměrný rybolov je neudržitelný způsob využívání přírodních zdrojů, vedoucí k nepříznivým dopadům na mořské, ale i sladkovodní druhy ryb celého světa (Pauly et al., 1998; Allan et al., 2005). Rybářský průmysl stále vyčerpává zdroje v míře vyšší než je schopnost systému zdroje obnovovat (Bailey, 2016). Zároveň je ale nezbytnou součástí živobytí v rozvojových zemích (Kura et al., 2005). Zřejmě nejběžnější je v tropických oblastech, kde je velká druhová diverzita ryb a zároveň velká závislost místních lidí na rybolovu. Vyskytuje se to však i v oblastech mírného pásu, příkladem jsou

Velká jezera v Severní Americe, kde již byl velký počet rybářsky hodnotných druhů ryb úspěšně vyloven nad únosnou mez (Allan et al., 2005). U velkých sladkovodních druhů ryb byl zaznamenán světový pokles (Dudgeon et al., 2006). Tyto velké druhy jsou náchylné na vyhynutí, neboť vyžadují kompletní habitat, disponují nízkou reprodukcí a později dospívají (Zuo et al., 2013).

K poklesu populací ryb přispívá i použití různých technik rybolovu. Například lov dynamitem, lov pomocí tenat, bentické tralování (tj. vlečná síť určená k odchytu ryb a krevet, tažená po mořském dně) či vytrávení ryb cílové oblasti (Gabriel et al., 2005; He, 2010), přičemž tyto metody nezpůsobují pouze pokles populace skrze vylovení, ale také ničí habitaty zde žijících druhů (Welcomme, 2001). Vlečné sítě, zejména ty, které jsou vlečeny po dně, způsobují narušení mořského dna, odírání vrstvy substrátu a ničení sedimentu a zde žijícího bentosu, zároveň se zvyšuje ukládání odpadních látek (Jones, 1992).

Nadměrný lov konkrétního druhu snižuje velikost jeho populace, čímž se narušuje věková struktura populace a poměr pohlaví a vyústí to až ke ztrátě genetické diversity (Irfan and Alatawi, 2019). Ta má za následek snížení schopnosti populace reagovat na výkyvy prostředí (Allan et al., 2005). Intenzivní rybolov může vést k poklesu trofické úrovně lovených ryb, tzn. po sobě následující odstranění větších druhů ryb a jejich nahrazení menšími druhy, které jsou typicky nižší trofické úrovně (Pauly et al., 1998).

Typickým příkladem je prudký pokles populací jeseterů kvůli nadměrnému lovu pro kaviár. V současné době je jejich obchod omezen, všech 27 druhů jeseterů je zařazeno na seznam CITES v příloze I či II (Pikitch et al., 2005), avšak ilegální obchod stále probíhá (Stone, 2002). Dalšími příklady nadměrného rybolovu jsou poklesy populací paokouna mramorovaného (*Maccullochella peelii*) v řekách Austrálie či poklesy populací tilápií druhů *Oreochromis esculentus* a *Oreochromis variabilis* v jezeře Viktoria (Allan et al., 2005). V řece Mekong je ohroženo hned několik druhů velkých ryb, například pangas velký (*Pangasianodon gigas*) je kvůli nadměrnému rybolovu téměř na pokraji vyhynutí (Hogan and Jensen, 2013).

Následky nadměrného rybolovu mohou být do jisté míry zmírněny zavedením účinných opatření jako jsou rybářské limity až úplný zákaz rybolovu v dané oblasti (Hilborn et al., 2004; Zhang, Jarić, et al., 2020). V roce 1992 byl vydán úplný zákaz komerčního rybolovu tresky obecné (*Gadus morhua*) na území ostrova Newfound-

land, jednoho z největších lovišť na světě, z důvodu prudkého poklesu tavních populací o tři čtvrtiny. Ovšem ani po 20 letech od tohoto opatření se její populace neobnovila (Schrank and Roy, 2013). V České republice platí limity týkající se minimální lovné délky ryb, maximální váhy ryb, kterou je možno odnést, i časů, ve kterých se může chytat na revírech rybářského svazu (Český rybářský svaz, 2019).

Částečnou kompenzaci také poskytuje produkce ryb z akvakultur (tj. chov ryb a bezobratlých druhů), nicméně i ta je vázána na lov drobných ryb z oceánů a tvorbu krmení pro akvakulturní obsádky (Naylor et al., 1998).

5. Invazní druhy

Invazní druhy představují jednu z největších příčin ohrožení sladkovodních ekosystémů celého světa (Sala et al., 2000). Invazní druhy jsou nepůvodní druhy zavlečené do nového biotopu člověkem úmyslně nebo náhodně (Blackburn et al., 2011), jejich introdukce a rozšíření ohrožuje globální biodiverzitu, ekosystémové služby, společnost a ekonomiku (Seebens et al., 2017). Počet invazních druhů ve světě konstantně vzrůstá s narůstající lidskou aktivitou jako je globální obchod (Hulme, 2009). V důsledku zavlečení invazních druhů a vymírání lokálních populací druhů je rozložení sladkovodních druhů ryb na Zemi stále homogennější, tj. soubory druhů různých lokalit světa jsou si stále podobnější (Rahel, 2000; McKinney & Lockwood, 1999). Ve sladkovodních ekosystémech je dopad invazních druhů ještě vyšší než v ekosystémech terestrických (Sala et al., 2000).

Biologické invaze ohrožují biodiverzitu prostřednictvím kompetice, predace a přenosu onemocnění (McGeoch et al., 2016). Působí především na druhy s podobnou ekologickou funkcí. Mohou způsobit konkurenční vytlačení až likvidaci původních druhů, což je problém především u endemitů (McIntosh et al., 2010; Taabu-Munyaho et al., 2016). K úspěšnosti invazních druhů přispívá jejich fenotypová plasticita a genetická variabilita, což jim usnadňuje kolonizaci nových území (Lucek et al., 2014). Navíc mají obvykle rychlý růst a širokou toleranci k proměnlivému prostředí (Kolar and Lodge, 2002), přičemž nejúspěšnější jsou v již člověkem modifikovaných nebo degradovaných biotopech (Koehn, 2004).

Při náhodné introdukci se invazní druhy dostávají do nových biotopů společně s transportem komerčně a rybářsky atraktivních druhů ryb, spolu s nástražními rybami či jako nástražní ryby samotné, s krmivem, s okrasnými rostlinami a okrasnými rybami (Kalous et al., 2013). Problémem je také vypouštění ze zahradních jezírek či

úniky z akvakultur (Mills et al., 1993; Strayer, 2010a). Příkladem je slávička mnoho-
tvárná (*Dreissena polymorpha*), která byla zavlečena do jezer a řek USA a západní
Evropy a masivně se rozšířila, ucpává potrubí a působí obrovské ekonomické škody
(Strayer, 2010).

Mnoho druhů ryb bylo úmyslně vysazeno po celém světě za účelem sportovního
či komerčního rybolovu (Strayer, 2010). Příkladem je nilský okoun (*Lates niloticus*)
vysazený do Viktoriina jezera, ve kterém způsobil vyhynutí přibližně 200 druhů pů-
vodních cichlid (Lowe-McConnell, 1993). V Severní Americe ohrožují sladkovodní
ekosystémy invazní druhy ryb tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), tolsto-
lobec pestrý (*H. nobilis*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) a amur černý (*My-
lopharyngodon piceus*; Solomon et al., 2016). Dalším příkladem je pokles sivena ob-
rovského (*Salvelinus namaycush*) obývajícího Velká jezera po příchodu nepůvodní
parazitické mihule mořské (*Petromyzon marinus*; Schneider et al., 1996).

Nový invazní druh ryby v České republice, hlavačkovec Glenův (*Perccottus gle-
nii*), k nám byl zavlečen do soustavy chovných rybníků u Rokycan (Šmejkal et al.,
2023). Původním areálem výskytu této ryby je východní Asie (Reshetnikov et al.,
2017). S rostoucím obchodem s akvariijními rybami se dostal na začátku 20. století do
Evropy a kvůli vypouštění chovatelů do volné přírody, se začal postupně šířit po celé
Evropě (Reshetnikov, 2004). Působí jako konkurence pro původní druhy ryb i další
vodní živočichy, je schopen vytlačit některé druhy bezobratlých, obojživelníků i ryb.
Z bezobratlých se jedná například o vodní brouky nebo hmyz. Mezi ryby ohrožené
hlavačkovcem patří blatňák tmavý (*Umbra krameri*), kriticky ohrožený původní druh
Evropy, karas obecný, slunka obecná (*Leucaspis delineatus*) či hořavka duhová (*Rho-
deus amarus*; Grabowska et al., 2019; Koščo & Manko, 2003). Tento invazní druh je
u nás na počátku šíření a je zde otázka, zda se jeho postup podaří zastavit.

Pravděpodobně první, u kterých se začalo s vysazováním do nových oblastí mimo
jejich původní areál výskytu, jsou druhy z čeledi kaprovití (Cyprinidae; Lever, 1996).
Vysazení kapra obecného (*Cyprinus carpio*) pro chovné účely na jídlo, následovaný
karasem zlatým (*Carassius auratus*) jako okrasnou rybou do zahradních jezírek, a
nebo karasem stříbřitým (*Carassius gibelio*; Copp et al., 2005). V České republice se
v současné době celkově vyskytuje zhruba 20 nepůvodních druhů ryb (Musil et al.,
2010). Například střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), další kaprovitá ryba in-
vazní v České republice, která byla neúmyslně vysazena v roce 1981 (Šebela and
Wohlgemuth, 1984) či sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*; Koščo et al., 2004).

Nejčastější strategií, jak se vypořádat s invazními druhy, je kontrola jejich populací, tzn. odstranění jedinců z kolonizovaných území (Epanchin-Niell and Hastings, 2010). V některých případech však eradikace invazního druhu není možná, v těchto případech je třeba zabránit dalšímu šíření vhodným managementem, nejčastěji ve smyslu omezení škod způsobených invazními druhy (Kogan, 1998).

2.2.2 Invazní karas stříbřitý

Karas stříbřitý je považován za jeden z neúspěšnějších invazních druhů ryb sladkovodních ekosystémů Evropy (Ribeiro et al., 2015). Původní je v severní Číně a Rusku (Kalous, 2012) a svým areálem zasahoval až do Pruska v Německu (Kottelat & Freyhof, 2007). Poprvé byl do Evropy introdukován v roce 1950 do Maďarska (Tóth, 1976) a dále se šířil po Evropě (Ribeiro et al., 2015). Do České republiky pronikl ze Slovenska v 70. letech 20. století a dále se šířil na západ (Hanel, 1997). Dostal se až do Severní Ameriky, kde začal být invazní v kanadské provincii Alberta a Saskatchewan (Schmidt et al., 2021).

Ve většině případů karas stříbřitý obývá pomalu tekoucí říční habitaty, ale také habitaty uměle vytvořené, jako jsou rybníky, přehradní nádrže a zavlažovací kanály (Lusková et al., 2010). Karas stříbřitý má několik vlastností předurčujících ho k tomu být úspěšným kolonizátorem nových území. Prvním je velká reprodukční kapacita, může se vytírat až třikrát za rok (Şaşlı, 2018), navíc má velmi rychlý růst (Kolar and Lodge, 2002). Dospívá v jednom roce až třech letech, přičemž průměrný věk je 6 let (Kottelat & Freyhof, 2007). Jeden z důvodů jeho invazní úspěšnosti je schopnost rozmnožovat se asexuálně pomocí gynogeneze (Kalous et al., 2004). Gynogenetická samice pouze potřebuje sperma příbuzného druhu (jedince z čeledi Cyprinidae), aby se mohl aktivovat vývoj vajíček (Elgin et al., 2014). Potomstvo tvoří opět pouze samice, které se mohou zase brzy rozmnožit (Tarkan et al., 2012b). Díky tomuto typu rozmnožování, vypuštění pouze jediné samice karase stříbřitého schopné gynogeneze, může vyústit v rapidní populační růst (Tarkan et al., 2012a). Jakožto omnivorní druh, je schopen využívat široké potravní spektrum, od fytoplanktonu a zooplanktonu, přes bentos, detrit, až po makrofyta (Bañarescu, 2021). Navíc má velkou toleranci ke změnám prostředí (Kolar and Lodge, 2002) a dokáže přežít ve vysoce eutrofizovaných vodách (Richardson et al., 1995).

Působí jako konkurence pro původní druhy ryb. Vytlačuje druhy s podobnými ekologickými nároky, je kompetičně silnější a brzy se stává nejvíce dominantním druhem a postupně vytlačí většinu původních druhů (Lusková et al., 2010). Například v rybníční soustavě Lednické rybníky, ležící v oblasti řeky Dyje, dosáhla invaze karase stříbřitého produkce 120 tun biomasy oproti pouhým 35 tunám kapra obecného (Lusková et al., 2010). Z dalších ryb České republiky ovlivňuje negativně především karase obecného a lína obecného (Halacka et al., 2003). Karas stříbřitý tyto dříve hojné druhy ryb konkurenčně vytlačil z jejich původních biotopů (Lusk et al., 1998; Lusková et al., 2002).

Častým problémem je jeho záměna s jinými druhy ryb, zejména kvůli morfologické podobnosti s karasem zlatým (*Carassius auratus*), kaprem a jejich hybridy a tím zpožděná detekce v nových kolonizovaných biotopech. Například v Kanadě se pro urychlení mapování jeho postupu používá občanská věda. Též je v přirozených habitatech obtížné kvantifikovat jeho skutečnou četnost (Elgin et al., 2014).

2.3 Karas obecný

2.3.1 Historické a současné rozšíření

Karas obecný je původní druh Evropy, centrální a západní Asie (Vornanen and Paaajanen, 2006). Vyskytuje se ve střední, východní a části severní Evropy především v povodí Severního a Baltského moře. Severní hranici rozšíření tvoří Severní polární kruh ve Skandinávii, na jihu zasahuje do střední Francie až po povodí Černého moře. Vyskytuje se v západovýchodním směru od Anglie, až po řeku Lenu v Rusku (Holopainen et al., 1997). Na východ zasahuje až po řeku Kolymu na Sibiři, západní hranici tvoří řeka Rýn (Kottelat & Freyhof, 2007).

Dříve byl karas obecný jednou z nejběžnějších ryb nížinných oblastí. Hojně obýval slepá ramena řek s hustou vegetací i návesní rybníčky. Běžně se vyskytoval i ve větších povodích – v Odře, Moravě, Vltavě i Labi (Papoušek et al., 2008). Patřil k hojným a velmi rozšířeným druhům ještě v polovině minulého století (Libosvářský, 1963). V jeho typických habitatech, říčních ramenech, inundačních tůňích a rybníčních soustavách produkující kapry se vyskytoval ve velkých počtech. Poté se jeho početnost začala postupně snižovat spolu s ubývajícím počtem jeho habitatů kvůli regulacím řek a intenzivnímu hospodaření na rybnících (Lusková et al., 2008).

V dnešní době karas obecný přežívá především na izolovaných lokalitách mimo dosah povodňové vody a člověka, tyto lokality ale nejsou na území České republiky dostatečně zmapovány, neboť většina lokalit je mimo mapovací schémata Agentury ochrany přírody (Šmejkal et al., 2020).

2.3.2 Vzhled a poznávací znaky

Karas obecný dorůstá nejčastěji 10–30 cm. Barva těla je nejčastěji olivově zelená se zlatavou spodní částí těla. Ocasní ploutev je v dolní části načervenalá (Šimek and Rys, 1989) a u jejího základu bývá u mladších jedinců malá tmavá skvrna (Obrázek 2), (Baruš and Oliva, 1995). Hřbetní ploutev je obloukovitá a po celé délce téměř stejně vysoká. Počet šupin v postranní čáře je udáván mezi 31 až 37 (Šimek and Rys, 1989), nicméně existují geneticky čisté populace s nižším počtem šupin v postranní čáře. Na rozdíl od kapra má drsné skřele a nemá vousky. Hřbetní ploutev má 3–4 tvrdé a 14–21 měkkých paprsků (Baruš and Oliva, 1995). Nejspolehlivější metodou, jak odlišit karase obecného od hybridů s karasem stříbřitým je na základě molekulární analýzy DNA (Kalous and Knytl, 2011).



Obrázek 2: Mladý jedinec karase obecného se zřetelně viditelnou tmavou skvrnou u báze ocasní ploutve (foto: Zuzana Šmejkalová).

2.3.3 Způsob života

Karas obecný je druh nížinných oblastí, obývá slepá ramena a pomalu tekoucí vody s bahnitým dnem a hustou vegetací (Kottelat & Freyhof, 2007). Snáší nízké koncentrace kyslíku a je schopen přežít i v anoxickém prostředí malých tůní způsobeným zaledněním během zimy, kde většina dalších rybích druhů nepřežije (Vornanen and Paajanen, 2006). Tato adaptace, která spočívá ve štěpení tuků z vlastních zásob (Blažka, 1958), mu pomáhá přežít zejména v severních oblastech, ve kterých jsou jeho habitaty zaledněné i několik měsíců (Nilsson and Renshaw, 2004).

Karas obecný je všežravá ryba, živí se bentosem, zooplanktonem a v menší míře i detritem a částmi rostlin. Není příliš konkurenceschopný, na lokalitách s velkým množstvím predátorů a ostatních konkurenčních druhů ryb nebývá příliš hojný (Freyhof and Kottelat, 2008). Přesto si vyvinul několik adaptací, jak se predaci a konkurenci bránit. První strategií je jeho výskyt v prostředí bez predátorů. Jako jedna z mála ryb je schopen přežít v malých, sezónně anoxických rybníčcích (Blažka, 1958). V takovémto prostředí tvoří karasi velké populace tvořené malými jedinci (30000 jedinců/ha) s vřetenovitým tvarem těla. Pokud se karas obecný vyskytuje na lokalitě s přítomností predátora, vytvoří jako obranu před napadnutím vysokou formu těla a jejich populace se skládají z malého množství velkých jedinců (1–25 jedinců/ha; Brönmark & Miner, 1992; Bronmark et al., 1995). Tato forma je díky vysokému tělu nedostupnou potravou pro většinu velikostí dravých druhů ryb. Navíc je schopna při setkání s predátorem, například štikou obecnou (*Esox lucius*), dosáhnout vysoké únikové rychlosti (Domenici et al., 2008).

Karas obecný se dožívá věku kolem 10 let, přičemž pohlavní dospělosti dosahují ve 2–3 letech (Kottelat and Freyhof, 2007). Tření probíhá několikrát za rok, v průběhu května až července, celkově vytřou až 300 tisíc jiker, které se přilepují na vodní rostliny (Baruš and Oliva, 1995).

2.3.4 Příčiny ohrožení druhu

Příčiny ohrožení karase obecného jsou trojího typu. Prvním je úbytek jeho biotopů způsobený úpravami toků. V důsledku regulací toků, jako je napřimování řek, začaly zanikat typické lokality jeho výskytu. Z krajiny začaly mizet slepá ramena řek a tůně v záplavovém území řek (Kirchhofer and Hefti, 1996). Další zásahy jako je vysušování mokřadů a ztráty rybníčků kvůli zemědělské činnosti jeho další pokles ještě podpořily (Lelek, 1987). Další příčinou ohrožení představuje invazní karas stříbřitý (Obrázek 3),

který karase obecného konkurenčně vytlačuje (Lusk et al., 2010; Tapkir et al., 2022). Dalším problémem je však možná vzájemná reprodukce mezi karasem obecným a invazním karasem stříbřitým. Časté je i křížení karase obecného s ostatními druhy nepůvodních karasů (Tarkan et al., 2010). Méně běžná je pak hybridizace mezi karasem obecným a kaprem obecným, jejich potomci jsou ale dále neplodní (Šimek and Rys, 1989).



Obrázek 3: Invazní karas stříbřitý, který se od karase obecného liší mimo jiné většími šupinami, méně vyklenutou hřbetní ploutví a více vykrojenou ocasní ploutví (Baruš & Oliva, 1995; foto: Zuzana Šmejkalová).

2.3.5 Status a ochrana druhu

Podle IUCN je karas obecný málo dotčený druh, avšak se snižujícím se trendem výskytu populací a se zvláště patrným úbytkem ve střední Evropě a v povodí Dunaje (Kottelat and Freyhof, 2007). V Červeném seznamu České republiky byl ještě před rokem 2000 vedený jako málo dotčený druh, poté byl přeřazen do kategorie zranitelný, v roce 2005 byl přemístěn do kategorie ohrožený a v současné době je od roku 2010 hodnocen jako kriticky ohrožený druh (Chobot and Němec, 2017).

Ochrana karase obecného je již delší dobu realizována v Anglii. Projekt "Norfolk Crucian Carp Project", který probíhal v letech 2010–2016, byl vytvořen za účelem obnovy habitatů typických pro karase obecné. Následně probíhala jeho reintrodukce a charakterizace genetické variability karasů obecných v Anglii (Copp & Sayer, 2010;

Sayer et al., 2020). Pro tento účel byla z tkání karasů obecných zřízena genomová knihovna (Hänfling et al., 2005). Tento projekt byl impulsem ke spuštění dalšího projektu "The National Crucian Conservation Project", který také usiluje o ochranu druhu a jeho habitatů a zvýšení povědomí rybářů o ochraně karase obecného (Angling Trust, 2019).

2.4 Projekt „Zachraň karase obecného!“

"Zachraň karase obecného!" (dále jen "Zachraň karase") je neziskový projekt založený několika odborníky s cílem zmapovat historický a současný výskyt karase obecného a karase stříbřitého. Za účelem projektu byly vytvořeny webové stránky "Zachraň karase" (Šmejkal et al., 2020; web vytvořen programátorem Alešem Sýkorou v systému WordPress). Tento web sbírá od registrovaných lidí základní informace o jejich kontaktu s původním karasem obecným i invazním karasem stříbřitým. Dále jim dává možnost nahrát místa, kde se lidé domnívají, že karas obecný stále přežívá. Registrovaní lidé si též mohou vyzkoušet zdatnost v poznávání ryb rodu karas v základním rozlišovacím foto kvízu. Web všechny tyto údaje sbírá (v anonymním režimu), a tak si lze vyhodnocením těchto dat udělat představu o tom, jak moc může být mapování a ochrana druhu založena na zapojení občanské společnosti. Projekt probíhá pod vedením autorů projektu RNDr. Marka Šmejkal, Ph.D. (Biologické centrum AV ČR v.v.i.), prof. Ing. Lukáše Kalouse, Ph.D. (Česká zemědělská univerzita v Praze ČZU) a Petra Velenského (ZOO Praha).

Důvodem zahájení tohoto projektu jsou důvody popsané výše. Cílem tohoto projektu je najít vhodná místa pro záchranu karase obecného. Pomocí občanské vědy probíhá mapování úbytku karase obecného v čase, nalezení vhodných zbytkových populací karase obecného, které mohou být využity pro jeho návrat do krajiny a zároveň najít vhodné nové lokality pro jeho vysazení. V rámci projektu probíhá také mapování invaze karase stříbřitého v České republice.

Současná podoba projektu se skládá ze tří hlavních sekcí. Nejprve je v rámci registrace položeno několik otázek týkajících se informací o respondentovi dotazníkového průzkumu (dále jen respondent) a poté jsou zde otázky týkající se jeho zkušeností s karasem obecným a karasem stříbřitým. Druhou částí je nahrání lokalit současného

či historického výskytu karase obecného či stříbřitého. Třetí sekci je otestování respondentů, jak dobře jsou schopni rozeznat karase obecného od ostatních druhů ryb podle přiložených fotografií.

Motivací pro účast v projektu "Zachraň karase" byla soutěž o ceny, do níž byl automaticky zařazen každý, kdo se v projektu registroval. Soutěž už proběhla a ceny byly předány 10 lidem v září roku 2022.

3 Cíle práce

Cílem této práce bylo zjistit, jak moc velký přínos pro ochranu zbývajících populací karase obecného mělo spuštění projektu "Zachraň karase". V rámci této diplomové práce proběhlo vyhodnocení tří oblastí projektu „Zachraň karase“.

- 1) Prvním cílem bylo analyzovat spektrum lidí zapojených do projektu a jejich zkušenosti s karasem obecným a karasem stříbřitým.

- 2) Druhým cílem bylo vyhodnocení, jak jsou respondenti schopni ryby rodu karas od sebe rozeznat. Toto skóre bylo následně použito k vyhodnocení vztahů mezi aktivitou registrovaného člověka a jeho znalostí problematiky (např. získané body v kvízu vs. počet nahraných lokalit výskytu).

- 3) Poslední cíl spočíval ve vytvoření mapy historického a současného výskytu obou druhů karasů na základě občanské vědy.

4 Metodika

4.1 Data občanské vědy „Zachraň karase“

4.1.1 Dotazníkové šetření

Na webových stránkách "Zachraň karase" se může registrovat bezplatně kdokoliv a přihlásit se prostřednictvím vyplnění několika základních otázek. Pro respondenty jsou zde připraveny dvě sady otázek, přičemž je na výběr několik možností. Otázky byly vytvořeny autory projektu a editovány Danielou Procházkovou a Jakubem Hardtem z Biologického centra AV ČR, v.v.i. Odpovědi se automaticky sbíraly pomocí vytvořeného webu a pro účely diplomové práce byly školitelem staženy z autorského webového rozhraní "Zachraň karase".

První sada otázek obsahuje sociodemografické údaje o respondentech projektu (Tabulka 1).

Tabulka 1: Otázky zaměřené na sociodemografické údaje.

	Otázka	Volba možností
1	Jsem	aktivní rybář rybníkář milovník přírody ochránce přírody přírodovědec správce toku jiné (zadej).
2	Kolik vám je let	škála 5ti let: 11-15 16-20 ... 96-100
3	Jaká je vaše profese	Volné možnosti zadání
4	V jaké žijete obci	obec do 5 tisíc obyvatel město do 10 tisíc obyvatel město do 100 tisíc obyvatel město nad 100 tisíc obyvatel

Druhá sada otázek je zaměřená na zkušenosti respondentů týkající se výskytu karase obecného a stříbřitého. Konkrétní otázky jsou uvedeny v Tabulce 2.

Tabulka 2: Otázky zaměřené na zkušenosti respondentů týkající se výskytu karase obecného a karase stříbřitého. Otázky i a ii jsou aktivní, jen pokud na předchozí otázku odpoví respondent „ano“.

	Otázka	Volba možností
1	Víte o lokalitě, kde se vyskytoval/vyskytuje karas obecný?	Ano ne nejsem si jistý
i.	Kde jste se s karasem obecným nejčastěji setkával/a?	Řeka rybník slepé rameno tůň zatopený lom pískovna jinde
ii.	Zaznamenal/a jste osobně úbytek karase obecného?	Ano ne nejsem si jistý
2	Víte o lokalitě, kde se vyskytuje/vyskytoval karas stříbřitý?	Ano ne nejsem si jistý
i.	Kde jste se s karasem stříbřitým nejčastěji setkal/a?	Řeka rybník slepé rameno tůň zatopený lom pískovna jinde
ii.	Zaznamenal/a jste osobně nárůst výskytu karase stříbřitého?	Ano ne nejsem si jistý
3	Je podle vás v České republice potřeba chránit původní druhy ryb?	Rozhodně ano spíše ano spíše ne rozhodně ne nevím nemám na to názor
4	Je podle vás v České republice potřeba potlačovat invazní (rychle se šířící) nepůvodní druhy ryb?	Rozhodně ano spíše ano spíše ne rozhodně ne nevím nemám na to názor

4.1.2 Nahrání lokality současného či historického výskytu karase obecného/stříbřitého

Druhou sekcí na webových stránkách "Zachraň karase" je nahrání lokality, ve které respondent zpozoroval přítomnost karase obecného či stříbřitého. Na výběr je několik kategorií lokalit (komerčně využívaný rybník, řeka, tůň, slepé rameno, zatopený lom,

pískovna či jinde) a dále možnost vyznačit tuto lokalitu na zobrazené mapě (Google Maps). Poté se automaticky doplní hodnota zeměpisné délky a šířky. Dále je zde několik následujících otázek týkajících se zvolené lokality, které se vztahují k historickému nebo současnému výskytu karase obecného a karase stříbřitého.

1. Vyskytuje/vyskytoval se karas obecný v dané lokalitě?
2. Vyskytuje/vyskytoval se karas stříbřitý v dané lokalitě?
3. Byli v daném období na lokalitě přítomni dravci (štika, sumec, bolen, candát, okoun)?

4.1.3 Otestování způsobilosti respondentů – poznávací kvíz

Součástí je kvíz, kde je připraveno 6 obrázků ryb. Účelem je ověřit, jak jsou respondenti schopni karase obecného (2 fotografie) rozeznat od ostatních druhů ryb, především od karase stříbřitého (2 fotografie), kapra obecného (1 fotografie) a lína obecného (1 fotografie).

4.2 Zpracování dat

V rámci této diplomové práce byla zpracována data, která byla respondenty nahrána od září 2021 do dubna 2022. Z těchto dat bylo následně zjišťováno zastoupení jednotlivých zájmových skupin, věková struktura respondentů a zastoupení obyvatel obcí, ze které respondenti pocházejí. Dále byly vyhodnoceny odpovědi na otázky týkající se výskytu karase obecného a stříbřitého. Data, která byla získána od respondentů, byla zpracována v programu R (Lang, 2022). Pro spojení jednotlivých datových tabulek bylo použito ID respondenta, které bylo automaticky generováno při registraci.

Vztah mezi počtem bodů v kvízu a počtem lokalit nahraných respondentem byl vyhodnocen pomocí Spearmanova korelačního testu. Další vztahy (vztah mezi velikostí obce a názorem na invazní druhy, vztah mezi velikostí obce a otázkou, zda má smysl chránit původní druhy, vztah mezi velikostí obce a počtem nahraných lokalit a vztah mezi velikostí obce a počtem bodů v kvízu) byly vyhodnocen pomocí ANOVY (Analýzy variance) a v případě signifikantního výsledku byly rozdíly mezi jednotlivými faktory vyhodnoceny pomocí post-hoc Tukeyho testu.

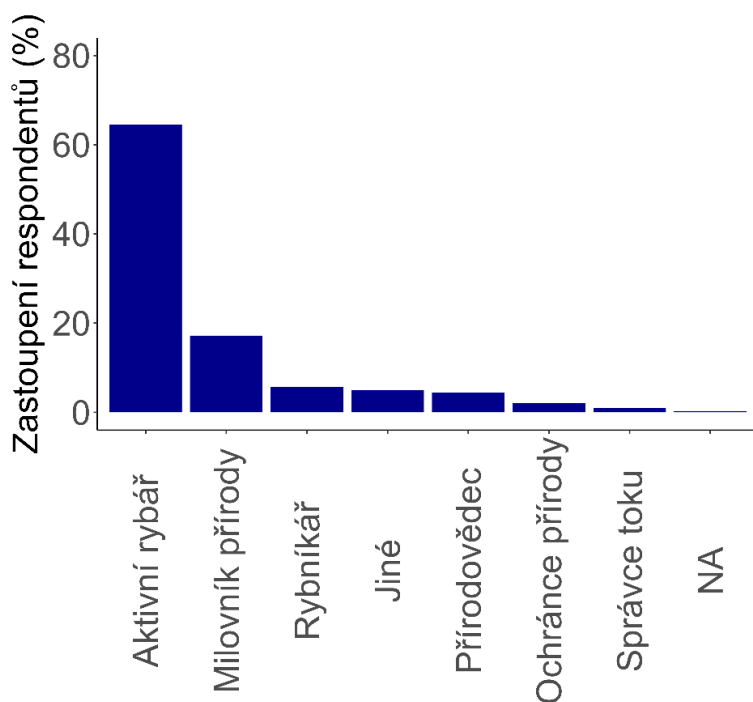
4.2.1 Vytvoření mapy současného a historického výskytu karase obecného

Mapa byla vytvořena v programu R pomocí balíčků ggplot2 (Wickham, 2016) a ggmap (Kahle and Wickham, 2013). Pomocí funkce jitter byly lokality mírně rozhozeny oproti zadání respondentů, aby bylo dodrženo pravidlo o nezveřejňování lokalit nastavené týmem směrem k registrovaným respondentům. Zároveň byla vyobrazena mapa pouze v omezeném rozlišení, aby dle ní nešlo dohledat jednotlivé lokality (tým "Zachraň karase" má přístup k přesným GPS souřadnicím).

5 Výsledky

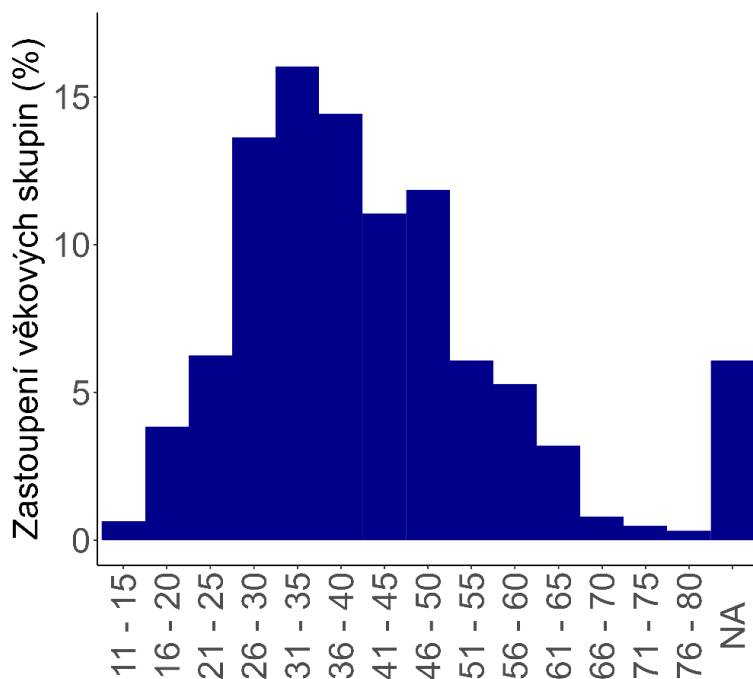
5.1 Základní struktura dat

Do projektu "Zachraň karase" se zapojilo od srpna 2021 do dubna 2022 celkem 624 respondentů a nahráno bylo 635 lokalit. Z nahraných dat bylo zjištěno, že nejvíce respondentů pochází z kategorie „Aktivní rybář“ (65 %), nejméně pak „Správce toku“ (1 %; Obrázek 4).



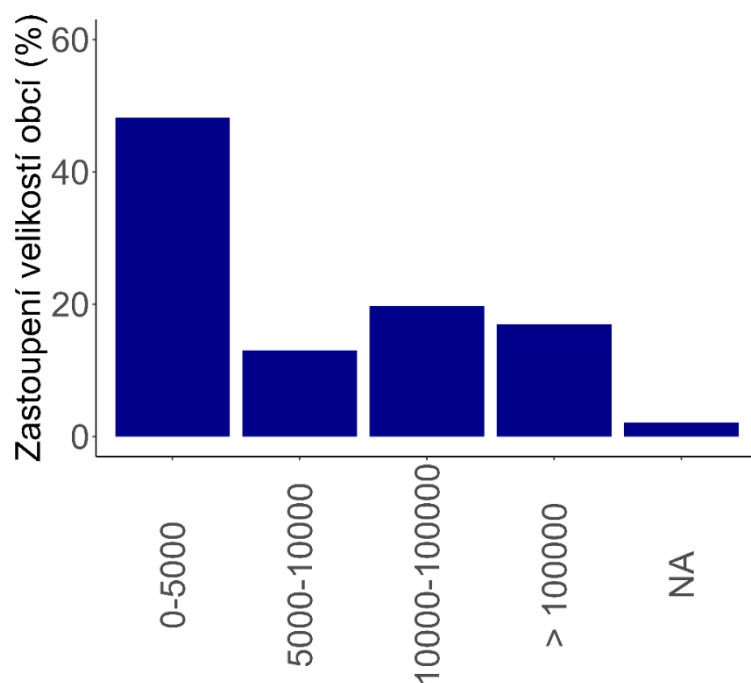
Obrázek 4: Sloupcový graf zapojení jednotlivých zájmových skupin respondentů do projektu.

Nejvíce se do projektu zapojily věkové skupiny mezi 26 a 50 lety, přičemž většina respondentů byla ve věku 31–35 let (16 %), nejmenší počet tvořila kategorie 76–80 let (0,3 %; Obrázek 5).



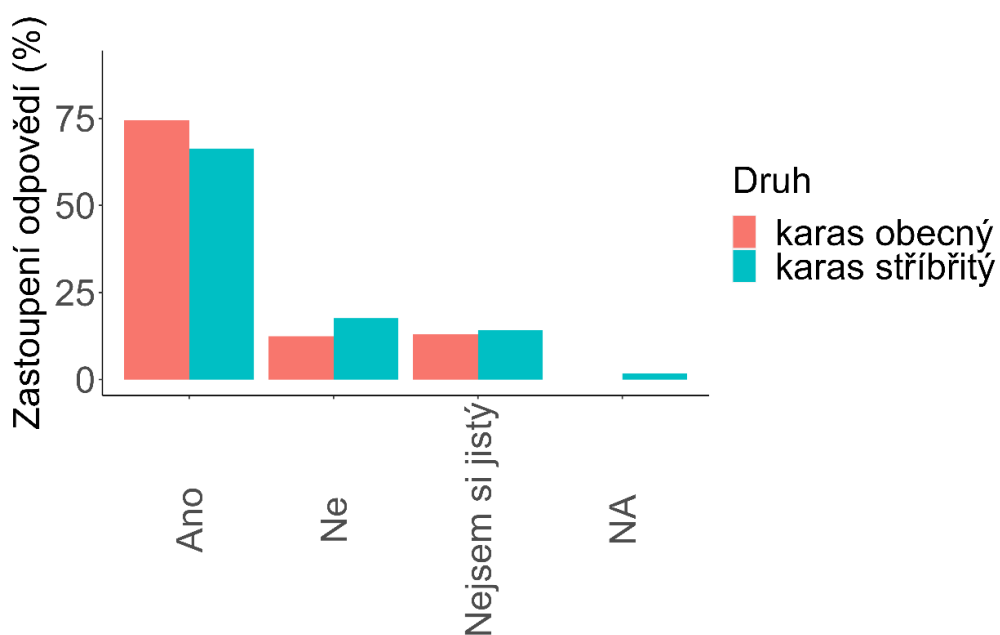
Obrázek 5: Histogram četnosti zapojení jednotlivých věkových skupin respondentů do projektu.

Nejvíce respondentů pocházelo z obcí do 5 tisíc obyvatel (48 %) a nejméně respondentů pocházelo z měst o velikosti 5 tisíc až 10 tisíc obyvatel (13 %; Obrázek 6).



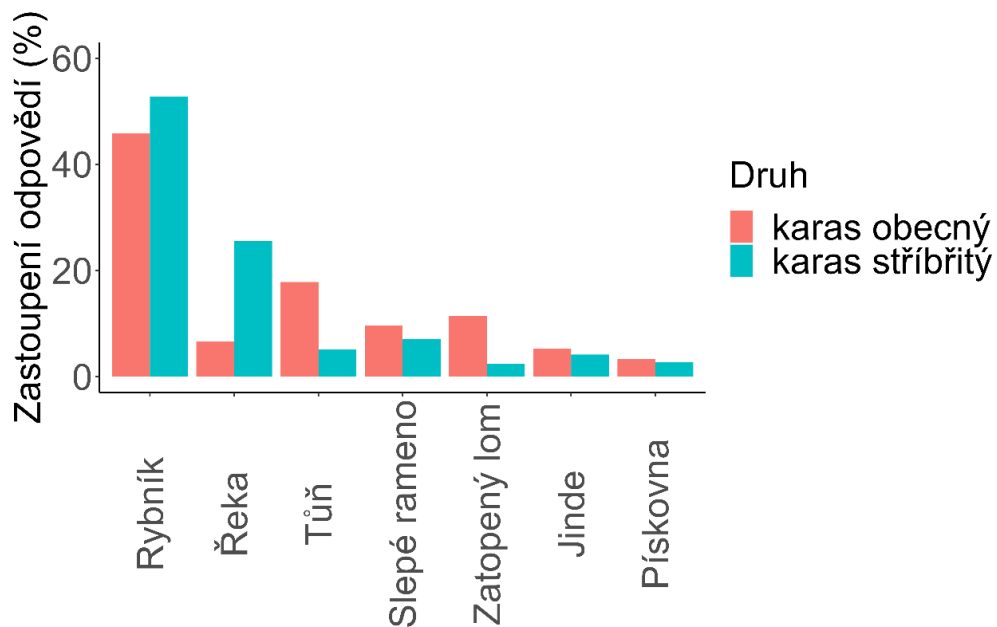
Obrázek 6: Sloupcový graf zastoupení velikostí obcí, ze kterých pocházejí respondenti.

Z nahraných dat je patrné, že většina respondentů (75 %) si myslela že ví, kde se vyskytuje karas obecný či karas stříbřitý (66 % respondentů; Obrázek 7).



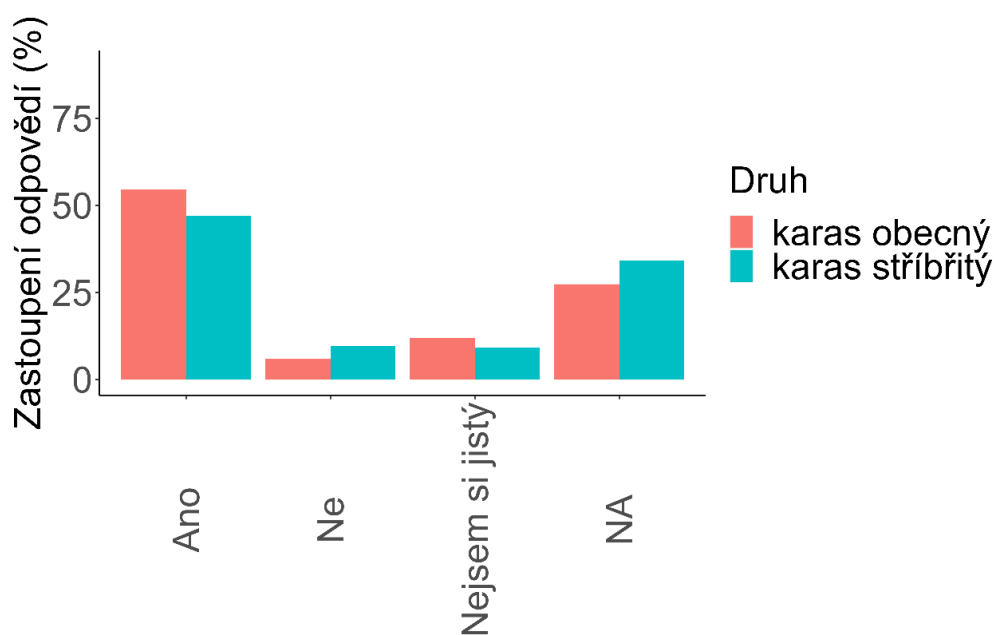
Obrázek 7: Počet setkání respondentů s karasem obecným a stříbřitým.

Podle většiny respondentů je nejčastější lokalitou výskytu karase obecného (46 %) i stříbřitého (53 %) rybník. Ostatní lokality se u jednotlivých druhů karasů lišily s výrazně vyššími hodnotami u karase obecného u tůň a zatopených lomů (Obrázek 8).



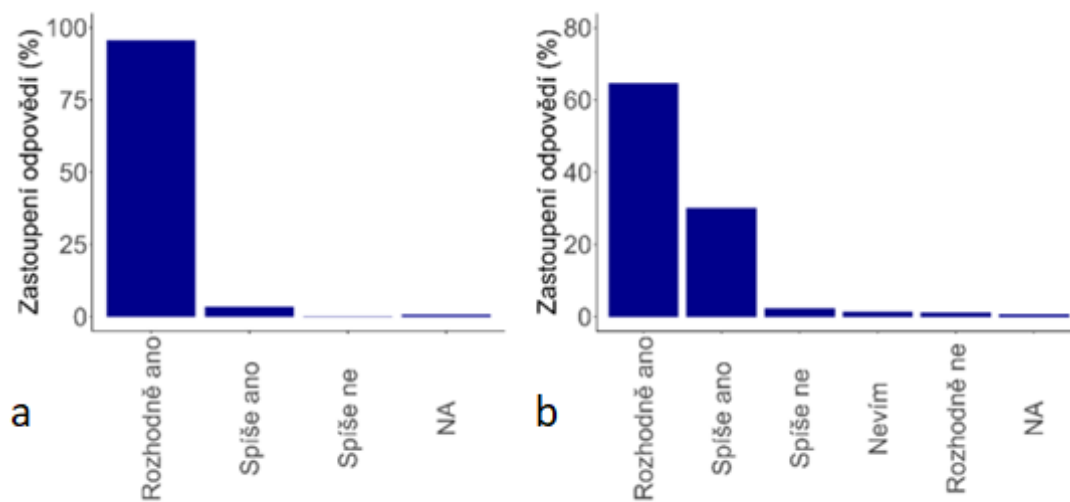
Obrázek 8: Sloupcový graf výskytu karase obecného a stříbřitého dle respondentů v jednotlivých typech ekosystémů.

Okolo poloviny respondentů (55 %) zaznamenalo úbytek karase obecného a téměř polovina respondentů (47 %) zaregistrovala nárůst invaze karase stříbřitého (Obrázek 9).



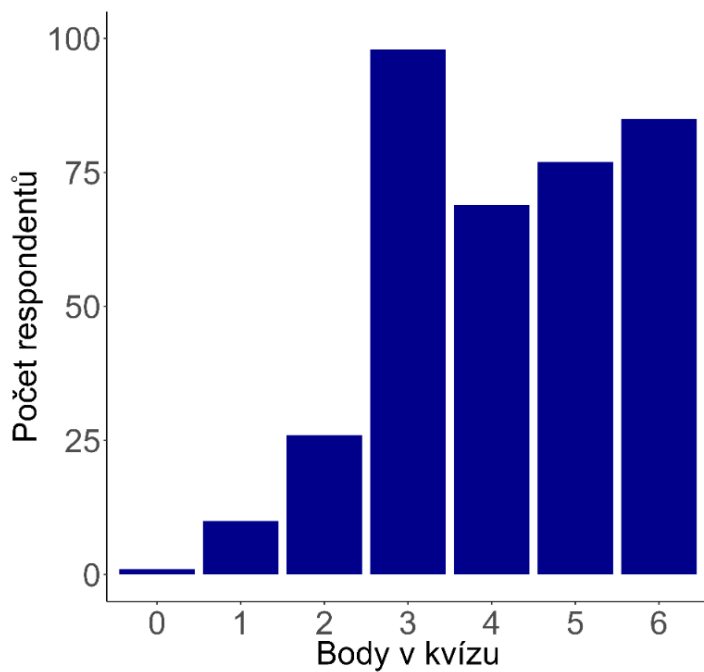
Obrázek 9: Zaznamenaný úbytek karase obecného a nárůst invaze karase stříbřitého.

Podle většiny respondentů (96 %) je důležité chránit původní druhy ryb, pouze 0,2 % respondentů odpověděla „spíše ne“ (Obrázek 10a). Více než polovina respondentů (65 %) považuje invazní druhy za problém (Obrázek 10b), nicméně odpovědi jsou již méně rozhodnější než při první otázce (větší zastoupení odpovědí spíše ano, spíše ne).



Obrázek 10: Smysl ochrany původních druhů ryb (a) a problematické invazní druhy (b) podle respondentů.

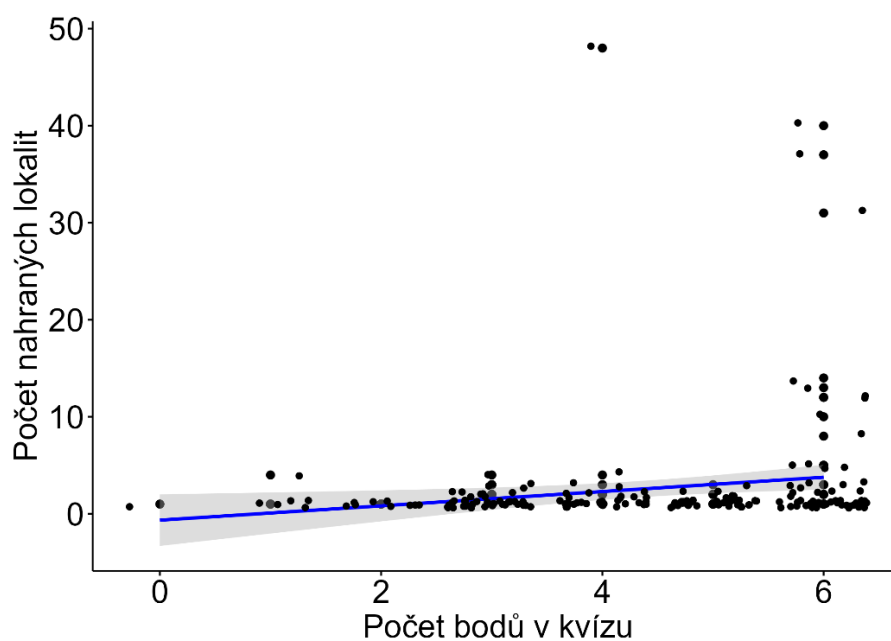
V poznávací části – kvízu, jež byl pro respondenty dobrovolný, většina respondentů dosáhla skóre 3 body z celkových 6 bodů (Obrázek 11).



Obrázek 11: Úspěšnost poznávacího kvízu.

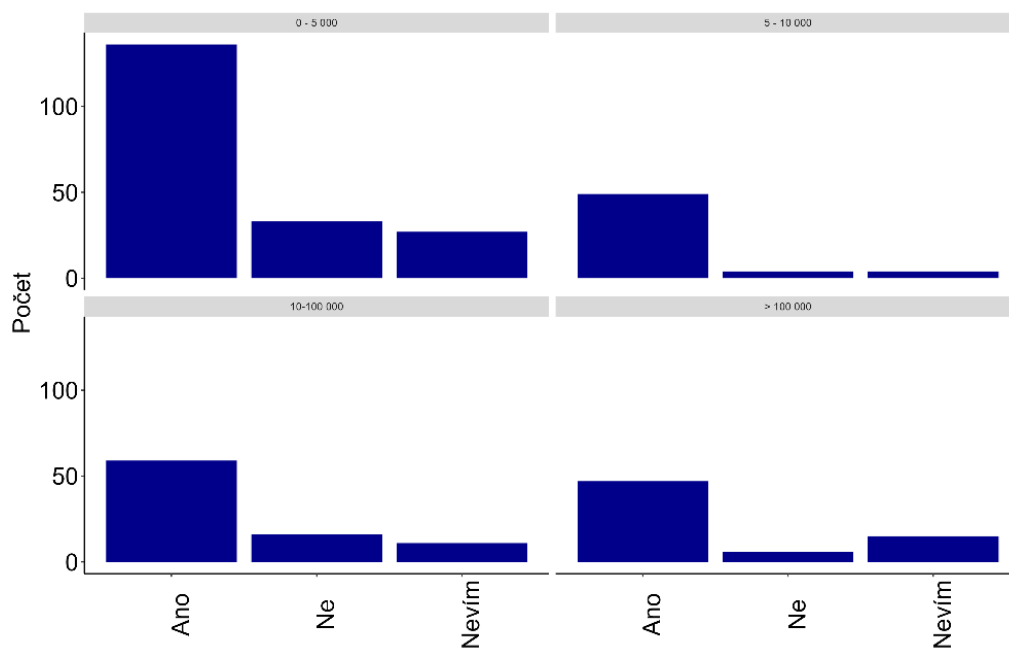
5.2 Statistická analýza dat získaných dotazníkovým šetřením a vzájemné vztahy

Ze vztahu mezi počtem bodů v kvízu a počtem nahraných lokalit, je patrné, že lidé s největší rozlišovací schopností v kvízu byli také signifikantně aktivnější v nahrávání lokalit (Spearmanův korelační koeficient = 852533, $\rho = 0.205$, $p = 0.005$; Obrázek 12).



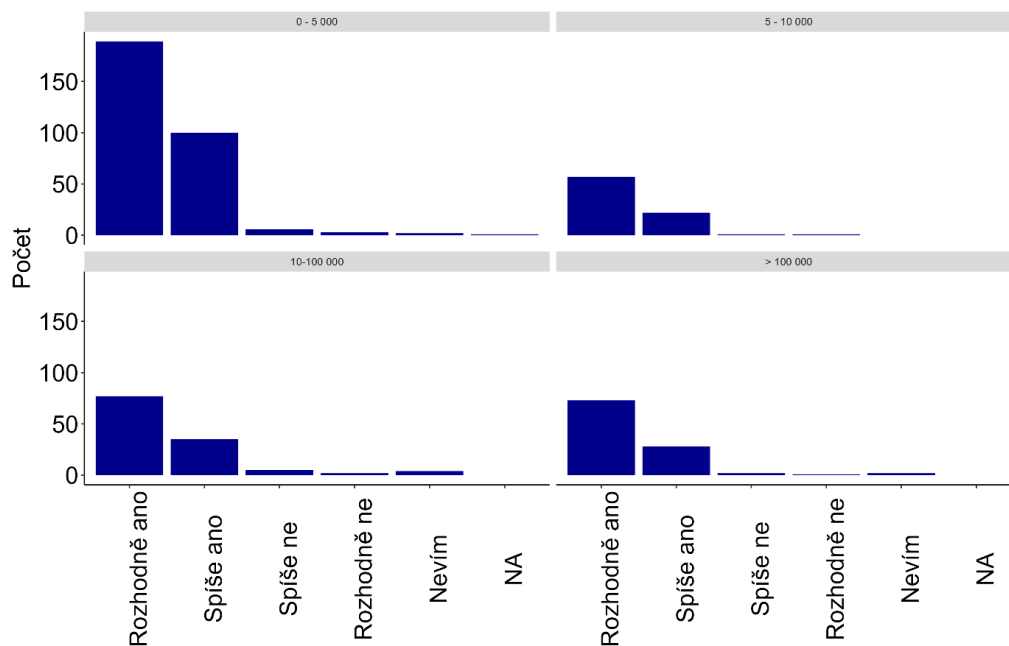
Obrázek 12: Vzájemný vztah mezi počtem nahraných lokalit a dosaženým počtem bodů v kvízu. Respondenti s více body v kvízu zároveň nahráli více lokalit výskytu karase obecného a stříbřitého.

Na otázku, zda vadí invaze, odpověděla většina respondentů „ano“, přičemž poměry odpovědí jsou více méně podobné mezi velikostmi obcí (Obrázek 13).



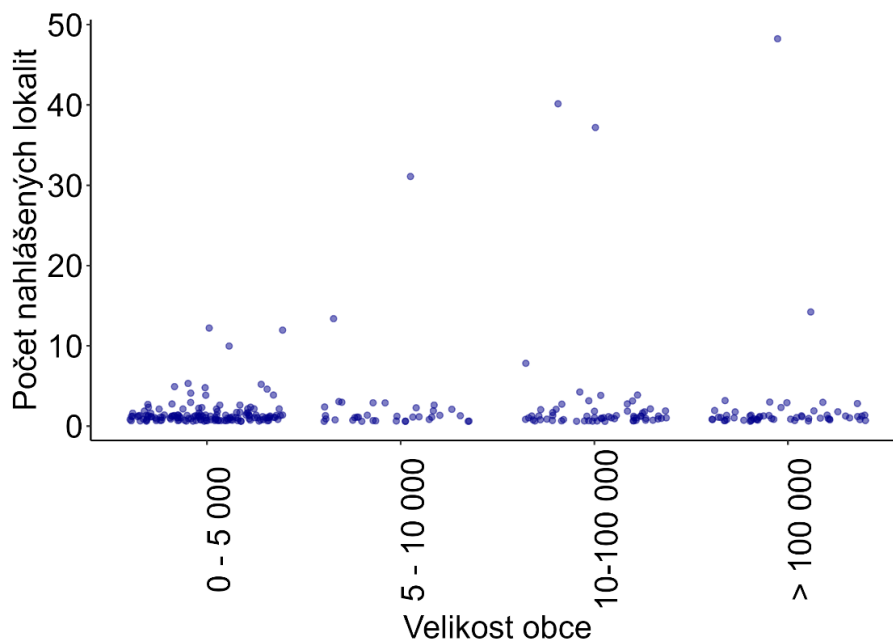
Obrázek 13: Vzájemný vztah mezi velikostí obce, ze které pochází respondent a jeho názor na invazní druhy.

Na otázku zda má smysl chránit původní druhy, většina respondentů odpověděla „ano“, přičemž nejvíce jich bylo pro ochranu z malých obcí o velikosti do 5 tisíc obyvatel a vzhledem k početnosti této skupiny poměrně málo zvolilo jinou než pozitivní odpověď (Obrázek 14).



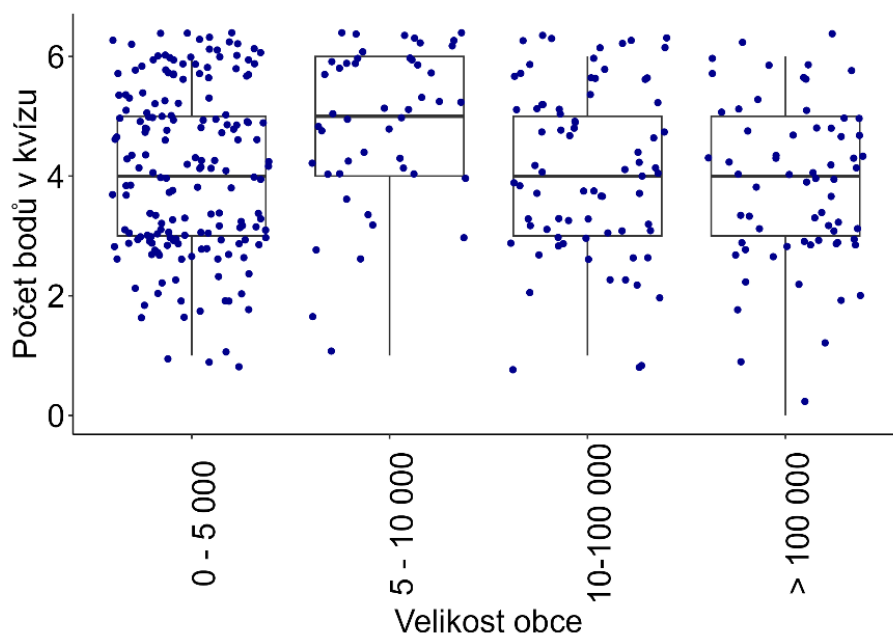
Obrázek 14: Vzájemný vztah mezi velikostí obce, ze které pochází respondent a jeho názor na ochranu původních druhů.

Vztah mezi velikostí obce a počtem nahlášených lokalit nebyl potvrzen. Odlehlá pozorování s největším počtem nahlášených lokalit a tedy největší časovou investicí pro projekt byla nahrána od respondentů z měst o velikosti více než 100 tisíc obyvatel (Obrázek 15). Statisticky však tato závislost není průkazná ($F = 1,1201$, $df = 3$, $p = 0,341$).



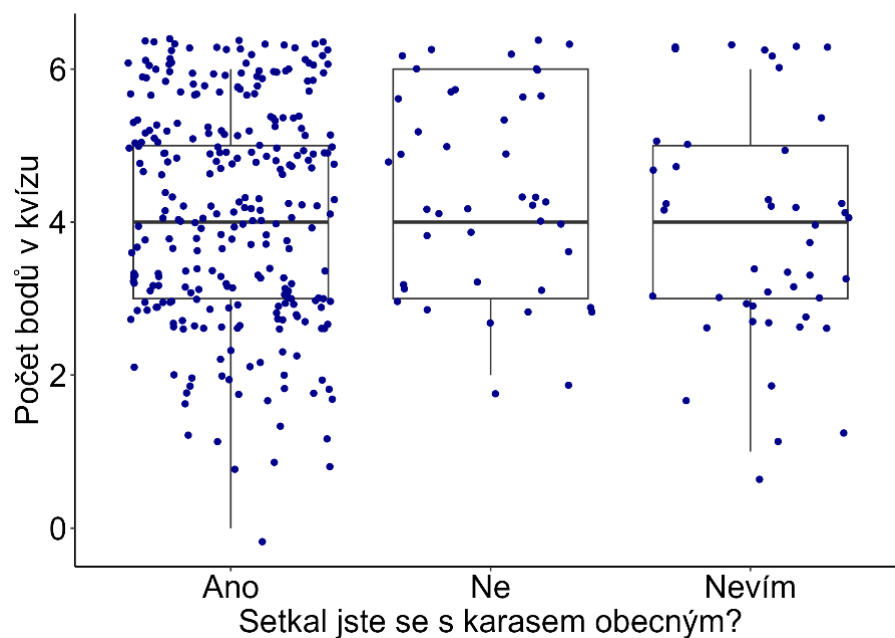
Obrázek 15: Bodový graf vztahu mezi velikostí obce a množstvím nahlášených lokalit do projektu.

ANOVA odhalila statisticky významný rozdíl mezi dosáhnutím skóre v kvízu a velikostí obce, ze které pocházejí respondenti ($F = 5,0149$, $df = 3$, $p = 0,002$). Post-hoc Tukey test prokázal, že signifikantně nejvyšší počet bodů v kvízu získali respondenti z měst o velikosti 5 tisíc až 10 tisíc obyvatel oproti respondentům z ostatních velikostí obcí: skupina 5–10 tisíc byla signifikantně odlišná od skupiny 0–5 tisíc ($p = 0,009$), od skupiny 10–100 tisíc ($p = 0,04$) i od skupiny více než 100 tisíc ($p < 0,001$). Ostatní skupiny se mezi sebou signifikantně nelišily (Obrázek 16).



Obrázek 16: Krabicový graf závislosti mezi velikostí obce a úspěšnosti v kvízu. Tlustá vodorovná čára zobrazuje medián, tenké vodorovné čáry představují rozptyl mezi prvním a třetím kvantilem a „vousy“ představují 95 % konfidenční interval.

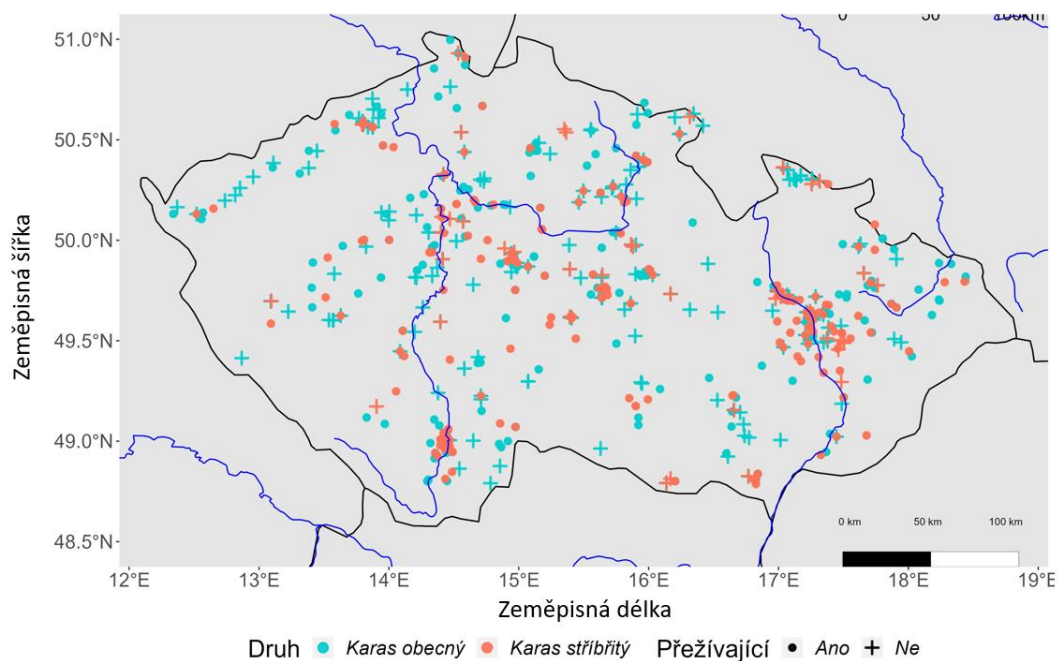
Vztah mezi počtem bodů v kvízu dosažených respondentem a tím, zda se setkal s karasem obecným nebyl statisticky průkazný (Obrázek 17).



Obrázek 17: Krabicový graf závislosti mezi dosaženým počtem bodů v kvízu a tím, zda se respondent setkal s karasem obecným. Tlustá vodorovná čára zobrazuje medián, tenké vodorovné čáry představují rozptyl mezi prvním a třetím kvantilem a „vousy“ představují 95 % konfidenční interval.

5.3 Mapa současného a historického výskytu karase obecného

Celkově respondenti nahlásili 635 lokalit, z toho na 189 lokalitách nahlásili současný výskyt karase obecného, u 190 lokalit se jednalo o výskyt historický. Dále z celkového počtu lokalit se u 194 lokalit jednalo o současný výskyt karase stříbřitého a u 51 lokalit se jednalo o jeho historický výskyt (Obrázek 18).



Obrázek 18: Vytvořená mapa nahlášených lokalit pro karase obecného a karase stříbřitého se současnou a historickou distribucí.

6 Diskuse

V rámci této diplomové práce byl vyhodnocen přínos projektu "Zachraň karase", který byl vytvořen za účelem zmapování výskytu kriticky ohroženého karase obecného a invazního karase stříbřitého pomocí občanské vědy (Šmejkal et al., 2020). Na základě získaných dat z dotazníkového šetření proběhlo vyhodnocení tří oblastí projektu "Zachraň karase". Prvním cílem bylo analyzovat spektrum lidí zapojených do projektu a jejich zkušenosti s karasem obecným a stříbřitým a kde se s nimi nejčastěji setkali. Druhým cílem bylo vyhodnocení, jak jsou respondenti schopni ryby rodu karas a jim podobné od sebe rozeznat. Poslední cíl spočíval ve vytvoření mapy historického a současného výskytu obou druhů karasů na základě nahaných lokalit od respondentů.

Do projektu "Zachraň karase" se zapojilo celkem 958 lidí, pro tuto práci byla vyhodnocena data od 624 respondentů, kteří nahanli 635 lokalit. Na základě dotazníkového šetření bylo zjištěno, že se do projektu zapojili převážně rybáři, většina respondentů pocházela z malých obcí a byla ve věku 26–50 let. Většina z těchto respondentů věděla o výskytu karase obecného a zaznamenali jeho úbytek. Pro téměř všechny respondenty byla důležitá ochrana původních druhů České republiky, avšak pouze 65 % respondentů považovalo invazní druhy za problém. Z poznávacího kvízu je patrné, že schopnost respondentů rozpoznat karase obecného je pouze průměrná. Na základě nahaných lokalit výskytu karase obecného a karase stříbřitého byla vytvořena mapa jejich současného a historického výskytu v České republice. Tato mapa se velmi podobá rozmístění karase obecného dle databáze AOPK, nicméně obsahuje více recentních bodů výskytu a většina z nich není v průzkumných schématech Agentury ochrany přírody a krajiny.

6.1 Výsledky občanské vědy "Zachraň karase"

Výsledky ukazují, že nejvíce zapojených respondentů pochází z kategorie „Aktivní rybář“ (65 %), což naznačuje, že velká základna rybářů v České republice má potenciál být využita k mapování a ochranářským účelům. Tato základna v současnosti čítá téměř 300 000 členů (Český Rybářský Svaz, 2019), tedy i při zapojení drobného zlomku z tohoto čísla se jedná o velkou skupinu lidí, schopnou shromažďovat značné množství dat, případně se i aktivně zapojit do reintrodukce karase obecného na vybra-

ných místech republiky. Podobné reintrodukční programy probíhají například v Anglii, s využitím pomoci veřejnosti, především rybářů a vlastníků půdy, proběhla renovace habitatů karasů obecných a jejich opětovné vysazení (Sayer et al., 2010; Copp and Sayer, 2020). V USA vyvinuli strategii, jak spojit ochranu velkých mořských ryb rodu mečoun (*Xiphias*), plachetník (*Istiophorus*) a marlín (*Makaira*) s občanskou vědou. Tyto ryby jsou ohrožené nadměrným rybolovem (Myers and Worm, 2003) a je potřeba zjistit více o jejich chování a habitatech. Pořádají soutěže v chytání těchto ryb s názvem "Great Marlin Race", a jako součást je i jejich označení satelitními značkami pomocí účastníků soutěže. Následně jsou ryby sledovány pomocí GPS přes Google Earth a vyhrává ten tým, jehož ryba doplave nejdál (Baumwell, 2016; The International Game Fish Association, 2023). V USA (v oblasti Cowling Creek blízko Seattlu) proběhl s pomocí veřejnosti projekt na obnovu habitatů lososovitých ryb. Spočíval ve zrušení bariér bránících migrujícím rybám dostat se zpět z tamní řeky do moře a v instalaci vhodných rybích přechodů, následně proběhla reintrodukce těchto ryb (Dorn et al., 2014).

Nejvíce se do projektu "Zachraň karase" zapojily věkové skupiny mezi 26 a 50 lety, přičemž většina respondentů byla ve věku 31–35 let. Toto věkové zapojení je zajímavé z toho pohledu, že například věkové skupiny do 30 let se s karasem obecným mohly setkat jen velmi omezeně, neboť již v jejich aktivním věku byl (anebo se posouval) do kategorie ohrožený a kriticky ohrožený (Chobot & Němec, 2017; Dočkal, 2019). Naopak lidé s vědomostmi o jeho historickém výskytu se do průzkumu zapojili méně (kategorie nad 50 let), ale to zřejmě souvisí i s jejich v průměru horšími dovednostmi s počítači a potenciálně i s nedůvěrou k IT (Jæger, 2004).

Většina respondentů (75 %) věděla, kde se vyskytuje karas obecný či karas stříbřitý (66 % respondentů). Z tohoto je však patrné, že se buď zapojili lidé z extrémně dobrých lokalit, kam invaze karase stříbřího ještě nedosáhla, anebo zaměňují lokality s karasem stříbřitým za ty s karasem obecným. Vzhledem k výskytu karase stříbřího prakticky v každé trochu větší vodě (řeka, přehrada, větší rybník; Lusková et al., 2010; Dočkal, 2019) a velkého zapojení rybářů do průzkumu, by měla být tato odpověď častější než u karase obecného. Navíc invazní druhy obecně jsou zdatnější v nepůvodních, člověkem vytvořených či pozměněných habitatech (Rahel, 2000; Koehn, 2004). Podle Gardinera (2012) dochází k tomuto jevu nadhodnocení stavu vzácného druhu v občanské vědě poměrně často. Ve své studii se sluněčky (Coccinellidae) poukázal na jeden z limitů občanské vědy, nadhodnocení druhové bohatosti vzácných, původních druhů,

kteří jsou hlášeni preferenčně oproti druhu invaznímu/běžnému či jsou chybně určeni, a tím jsou falešně pozitivní na úkor těch běžně se vyskytujících druhů.

Podle většiny respondentů je nejčastější lokalitou výskytu karase obecného i stříbritého rybník. Ostatní lokality se u jednotlivých druhů karasů lišily s výrazně vyššími hodnotami u karase obecného u tůní a zatopených lomů, což odpovídá průzkumům, kde byl karas obecný výrazně více potvrzen na lokalitách zahrnující různé zatopené lomy než třeba rybníky (Šmejkal et al., 2022), kde se více jedná o karase stříbrité. Z intenzivně využívaných rybníků pro akvakulturu by tak byl pravděpodobně rychleji vytlačen (Lusková et al., 2008).

Vytvořená mapa současného a historického rozšíření karase obecného a karase stříbritého do jisté míry kopíruje toky větších řek v ČR. Zároveň je distribuce karase obecného velmi podobná té, která je dostupná z mapování AOPK (AOPK ČR, 2023; Příloha 1), jen je zde více dostupných lokalit (a v současné databázi "Zachraň karase" je počet lokalit přibližně dvojnásobný).

Kvíz byl nastaven dobrovolnou formou, aby lidé zbytečně nebyli odrazeni od jejich snahy pomoci formou občanské vědy. Stejně tak mnoho dalších otázek bylo položeno tak, aby jejich přílišná konkrétnost neodradila respondenty od nahrávání dat (věk pouze v kategoriích, chybí otázka muž-žena či vzdělání). Tím chtěl autorský tým předejít odrazení části respondentů přílišnou konkrétností zdánlivě nesouvisejících dotazů s pravým cílem této občanské vědy.

6.2 Problematika invazních druhů

Podle většiny respondentů (96 %) je důležité chránit původní druhy ryb České republiky, ale pouze 65 % respondentů považuje invazní druhy za problém. Je zde patrný určitý rozpor, kdy naprostá většina lidí by chtěla ryby chránit, ale potlačení invazních druhů pro ně již není tak rozhodující. Zároveň se jedná o lidi, kterým jde o naše původní ryby, proto se do této občanské vědy zaregistrovali. Lze očekávat, že reálná rozhodnost společnosti v potlačení invazních druhů bude mnohem nižší.

Příkladem úspěšné eradikace invazního druhu je Tasmánie, kde se jim podařilo během 14 let vyhubit invazního kapra obecného ze dvou tammích jezer (Yick et al., 2021). Na některých místech Austrálie se vypořádali s invazí králíků divokých (*Oryctolagus cuniculus*) aplikací toxického brodifakumu obsaženému v návnadách (Priddel et al., 2000). Dopad invazních druhů je v této geografické oblasti opravdu

velký, a tak byla komunikace problematiky směrem k veřejnosti snazší než například v Evropě. Příkladem radikálního přístupu k invazním druhům je Polsko. Je zde povolen odstřel volně pobíhajících zdomácnělých koček (*Felis silvestris catus*) a psů (*Canis lupus familiaris*) vzdálených více než 200 m od lidského obydlí, neboť tyto druhy predací způsobují pokles původních druhů. Toto však způsobilo velkou veřejnou debatu na toto téma (Wierzbowska et al., 2012).

6.3 Velikostní zapojení obcí

Na otázku, zda má smysl chránit původní druhy, většina respondentů odpověděla ano, přičemž nejvíce jich bylo z malých obcí o velikosti do 5 tisíc obyvatel. To naznačuje, že v místech, kde je kontakt s přírodou nejtěsnější, je také větší touha chránit původní podobu přírody. Jak zmiňuje ve své práci Miller (2005), zřejmě to souvisí s rozšiřující se ztrátou kontaktu s přírodou, především v městských oblastech.

V České republice žilo v roce 2021 přibližně 10 a půl milionu obyvatel. Z toho ve městech nad 100 000 obyvatel jich žilo 23 %, ve městech od 10 000 do 100 000 obyvatel jich žilo 29 % a v obcích do 10 000 obyvatel jich žilo 49 % (Český statistický úřad, 2023). Tedy zapojení do této občanské vědy přibližně odpovídá zastoupení lidí v jednotlivých velikostních skupinách obcí.

6.4 Motivace a komunikace s veřejností

Motivací pro účast v projektu "Zachraň karase" byla soutěž, která byla zřejmě jedním z prvků, proč se registrovalo velké množství lidí. Podobné strategie použili například v Anglii, kde probíhala v rámci záchranného programu karase obecného soutěž o jeho nejlepší fotografii (Catch a Crucian Photo Competition 2019). Tato soutěž měla motivovat rybáře ke zvýšenému zájmu o karase obecné, naučit se je rozpoznávat a zjistit více o stavu jejich habitatů. Také projekt "Feederwatch", který mapuje zimní populace krmných ptáků v Severní Americe pomocí občanské vědy, motivuje účastníky vyhlášením soutěže o nejlepší fotografii vybraného druhu ptáka, přičemž hlavní cenou je dalekohled na sledování ptactva (The Cornell Lab, 2023). Motivace s cenami pro účastníky je poměrně běžná i v jiných programech, například Evropská fyzikální společnost pořádala soutěž pro účastníky dvou projektů občanské vědy v oblasti fyziky

částic a gravitační astronomie, kde byl hlavní výhrou zájezd do Cernu (Evropská organizace pro jaderný výzkum v Ženevě) či do EGO-Virgo (Evropská gravitační observatoř v Itálii; Constantin & Sánchez-Bautista, 2023).

Stěžejní podmínkou úspěšné ochrany přírody je komunikace s veřejností. Projekt "Zachraň karase" byl mezi veřejnost šířen především prostřednictvím médií, které celkem zahrnovalo 247 mediálních výstupů tj. článků v internetových časopisech a vysíláním v televizi v letech 2021 a 2022. Tento přístup k ochraně přírody má své výhody i nevýhody. Z diskuzí pod články je patrné, že plno lidí nevědělo o nutnosti chránit karase obecné či nevěděli, proč by to měli dělat. Nedostatek povědomí veřejnosti o problémech týkajících se životního prostředí je jeden z problémů, který způsobuje překážky v ochraně přírody. Přitom informovanost je nezbytná ke správnému rozhodování (Jordan et al., 2009). Některé studie také prokázaly, že existuje pozitivní vztah mezi vyšším stupněm environmentálního vzdělání a stupněm pro-environmentálního chování. Navíc účastí na venkovních aktivitách se zaměřením na ekologii, například na různých terénních experimentech, tento kladný vztah ještě zvyšují (Rickinson, 2001). Tento přístup ale také může vést k mylným informacím, jak ve své studii zmiňuje Coyle (2005). K velkému počtu lidí se často dostanou pouze neúplné či zjednodušené informace o problémech týkajících se životního prostředí, a ty mohou být následně zkresleny a vedou k mylným názorům. Příkladem nepochopení problematiky může být poměrně často vyjadřovaný názor směrem k autorům projektu, že karase obecného je všude plno, avšak zřejmě zaměňují karase stříbřitého za karase obecného.

6.5 Limity a přínosy občanské vědy

Průměrná schopnost respondentů rozpoznat karase obecného naznačuje rezervy v získaných datech pomocí občanské vědy. Toto může vést k mylným informacím ohledně nahaných lokalit výskytu karasů. Avšak lidé s největší rozlišovací schopností v kvízu byli také nejvíce zapojeni do nahrávání lokalit. To je vcelku pozitivní zpráva, neboť data tak budou kvalitnější, než pokud by zde tento vztah neexistoval. Významné body výskytu je tak třeba verifikovat průzkumy, i tak je ale tento přístup mnohem levnější než prozkoumat 23 tisíc rybníků v České republice (Naše voda, Informační portál o vodě, 2017). Prozkoumání jedné lokality projektu "Zachraň karase" by stálo v rozmezí pěti až sta tisíc korun českých dle velikosti vodní plochy, přičemž respondenti nahráli celkem 1100 lokalit, tento celý výzkum by tedy bez pomoci veřejnosti stál desítky

miliónů korun českých bez následných nákladných genetických analýz. Podle Národní vědecká nadace USA je čas věnovaný účastníky (kterých je přibližně 0,7–2,5 miliardy ročně) do projektů občanské vědy srovnatelný s 11–42 % jejich ročního rozpočtu. Theobald (2015) přepočítal úsilí účastníků věnované projektům občanské vědy zaměřené na mapování biodiverzity na peníze a tato částka činila 2,5 bilionů dolarů ročně.

Některé projekty občanské vědy řeší financování prostřednictvím účastnických příspěvků, bez kterých by jejich fungování nebylo možné. Například roční účastnický poplatek v projektu "Feederwatch" činí 18 dolarů (respektive 15 dolarů pro členy Cornellovy laboratoře; (The Cornell Lab, 2023). Do soutěže "Great marlin race" posílají někteří účastníci sponzorské dary určené k pořízení satelitních značek (The international game fish association, 2023). Sponzorské dary jsou praktikovány také v projektu Vánoční sčítání ptáků (National Audubon Society, 2023).

Do současné chvíle bylo následně ověřeno okolo 100 lokalit v Jihočeském kraji, v kraji Vysočina, ve Středočeském kraji a v kraji Plzeňském. Z jejich výsledků je patrné, že zde byla 40 % shoda s tím, co hlásili respondenti (Šmejkal et al., 2022). Tedy ačkoliv se jedná o značnou chybovost, tento přístup je mnohem efektivnější než náhodně objíždět drobné vody v okolí. Nutno též podotknout, že ačkoli je jedním z limitů občanské vědy určité zkreslení získaných dat, je to i problém, se kterým se potýká profesionální věda (Martin et al., 2012).

6.6 Stav karase obecného v České republice

Karas obecný se v České republice během jednoho desetiletí posunul ze stavu málo dotčeného druhu až na druh kriticky ohrožený (Chobot and Němec, 2017). Do této doby nebyl pro karase obecného v České republice žádný oficiální záchranný program, ačkoli jeho lokální úbytek byl již zmapován a v malém měřítku již byly podniknuty určité ochranné kroky (Tapkir et al., 2022). Podobný trend byl zaznamenán například ve Velké Británii, kdy populace vymizely na přibližně 75 % lokalit (Sayer et al., 2011). Tento prudký pokles je zapříčiněn třemi z pěti výše uvedených důvodů úbytku sladkovodní biodiverzity, a to jsou úpravy toků a s tím spojená degradace habitatů, a zejména rozsáhlá přítomnost invazního druhu karase stříbritého.

Zánik říčních tůň a slepých ramen měl za následek prudký pokles populací karase obecného. Podobným příkladem dopadu změn na specializovanou ekologii druhu je prochilodus čárkovaný (*Prochilodus lineatus*), jinak také zpívající ryba Amazonie.

Stejně jako karas obecný potřebuje pracující řeku vytvářející slepá ramena a periodicky zaplavované území. Prochilodus čárkovaný potřebuje záplavy, jinak se mladí jedinci nedostanou do lagun. Kvůli změně režimu se stal kriticky ohroženým (Gubiani et al., 2007).

Na stejné biotopy jako karas obecný jsou vázáni i další ohrožení živočichové. Úzce spjata s těmito lokalitami je například biodiverzita hmyzu (Harper et al., 2021). Podobné habitaty jako karas obecný obývají také různé druhy obojživelníků a jejich světový pokles je způsobený podobnými příčinami, především degradací habitatů (Ficetola et al., 2015) a invazními druhy ryb. Například přítomnost kapra obecného a jeho potravní činnost má negativní efekt na velikost populací obojživelníků (Chan, 2011; Harper et al., 2020), přičemž přítomnost karase obecného nezamezuje jejich fungování v ekosystému (Chan, 2011). Například čolci velcí (*Triturus cristatus*) také obývají nížinné rybníky, stojaté vody, tůně a požární nádrže a trpí zánikem těchto biotopů (Biggs et al., 2005; Temple & Cox, 2009; Šmejkal et al., 2022). V Anglii proběhla obnova habitatů pro karase obecného a měla za následek zvýšení diverzity obojživelníků, například zmíněného čolka velkého (Sayer et al., 2013).

Další příčinu ohrožení představuje invazní karas stříbřitý, který karase obecného konkurenčně vytlačuje či se s ním kříží a vytváří tak hybridní potomstvo. Ze studie Tapkira et al. (2022) je zřejmá větší efektivita využívání potravních zdrojů u karase stříbřitého oproti karasovi obecnému. Navíc nahrazení karase obecného karasem stříbřitým má negativní dopad i tím, že se změní potravní řetězec (Richardson et al., 1995; van der Veer & Nentwig, 2015), a tak se naruší celý ekosystém (Richardson et al., 1995; Tapkir et al., 2022). Hybridizace s dalšími kaprovitými rybami dále identifikaci i ochranu karase obecného ztěžuje (Hänfling et al., 2005). Papoušek (2008) ve své studii zkoumal genetickou čistotu karasů obecných. 38 % zkoumaných populací České republiky bylo ve skutečnosti hybridních. V rámci projektu "Zachraň karase" bylo zatím testováno přibližně 20 populací a pouze v jedné byli nalezeni hybridní s nerozlišitelnými znaky.

7 Závěr

Tato diplomová práce se jako první zabývá zmapováním kriticky ohroženého druhu karase obecného v České republice pomocí občanské vědy. Cílem této studie bylo zhodnotit, jak moc může být mapování a ochrana druhu založena na zapojení aktivní občanské společnosti. Do projektu "Zachraň karase" se zapojilo široké spektrum lidí, především rybářů, kterých je v České republice velký počet. Tato velká základna má potenciál být využita k mapování zájmových druhů ryb a následným ochranářským účelům. Tato práce ukazuje, že občanská věda je přínosem pro mapování ohrožených a invazních druhů i přes limity, které však obsahuje. Přínos občanské vědy "Zachraň karase" mnohonásobně snižuje náklady na mapování jeho výskytu mimo chráněná území a pravidelně vzorkované vody státními institucemi. Lze předpokládat, že při využití občanské vědy pro lépe rozpoznatelné druhy než byly mapovány v této práci se zvýší i přesnost získaných dat.

Seznam použitých zdrojů

- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S.C., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J., Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Sabaj Pérez, M.H., Petry, P., 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience* 58 (5), 403–414. <https://doi.org/10.1641/B580507>.
- Alibabić, V., Vahčić, N., Bajramović, M., 2007. Bioaccumulation of metals in fish of Salmonidae family and the impact on fish meat quality. *Environ. Monit. Assess.* 131, 349–364. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9480-6>.
- Allan, J.D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B. V., Welcomme, R.L., Winemiller, K., 2005. The status of inland fisheries 55 (12), 1041–1051. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[1041:OOIW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[1041:OOIW]2.0.CO;2).
- Angling Trust, 2019. National crucian conservation project [online], [cit. 5. 3. 2023]. Dostupné z: <https://anglingtrust.net/national-crucian-conservation-project/>.
- AOPK ČR, 2023. Výskyt druhu *Carassius carassius* v jednotlivých periodách podle záznamů v ND OP [online], [cit. 2. 3. 2023]. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=34984.
- Aristeidou, M., Herodotou, C., 2020. Online Citizen Science: A systematic review of effects on learning and scientific literacy. *Citizen Science: Theory and Practice* 5 (1), 1–12. <https://doi.org/10.5334/cstp.224>.
- Arthington, A., 2012. Environmental Flows Saving Rivers in the Third Millennium, First Edition. Freshwater Ecology Series. ISBN: 9780520273696.

-
- Bailey, J., 2016. Adventures in cross-disciplinary studies: Grand strategy and fisheries management. *Mar Policy* 63, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.013>.
- Ballut-Dajud, G.A., Sandoval Herazo, L.C., Fernández-Lambert, G., Marín-Muñiz, J.L., López Méndez, M.C., Betanzo-Torres, E.A., 2022. Factors affecting wetland loss: A review. *Land (Basel)* 11, 1–43. <https://doi.org/10.3390/land11030434>.
- Balon, E.K., 1975. Reproductive guilds of fishes: A Proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, 821–864. <https://doi.org/10.1139/f75-110>.
- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Vandepitte, L., Hobern, D., Remsen, D., Schalk, P., DeWalt, R.E., Keping, M., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Abbott, J., Adlard, R., Adriaenssens, E.M., Aedo, C., Aescht, E., Akkari, N., 2023. Catalogue of Life [online], [cit. 2. 3. 2023]. Dostupné z: <https://www.catalogueoflife.org/>.
- Bănărescu, P. M., Paepke, H., 2001. The Freshwater Fishes of Europe, volume 5/III: Cyprinidae 2, Part III: *Carassius* to *Cyprinus*, Gasterosteidae. Aula Verlag. ISBN: 9783891046586.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995a. Petromyzontes, Osteichthyes, in: The Fauna of the Czech and Slovak Republics. Academia, part 1. Praha. ISBN: 9788020005007.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995b. Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes), 2. díl. Academia, Praha. ISBN: 80-200-0218-9.
- Baumwell, L., 2016. Citizen science at its best. American Fisheries Society. [online], [cit. 20. 3. 2023]. Dostupné z: <https://fisheries.org/2016/04/citizen-science-at-its-best/>.
- Bayraktarov, E., Ehmke, G., O'Connor, J., Burns, E.L., Nguyen, H.A., McRae, L., Possingham, H.P., Lindenmayer, D.B., 2019. Do big unstructured biodiversity

data mean more knowledge? Front Ecol Evol 6.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00239>.

Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Weatherby, A., 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of pond conservation. *Aquat Conserv* 15, 693–714. <https://doi.org/10.1002/aqc.745>.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>.

Blažka, P., 1958. The anaerobic metabolism of fish. *Physiol Zool* 31, 117–128. <https://doi.org/10.1086/physzool.31.2.30155385>.

Bonney, R., Cooper, C.B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K. V., Shirk, J., 2009. Citizen Science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *Bioscience* 59, 977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>.

Brönmark, C., Miner, J.G., 1992. Predator-induced phenotypical change in body morphology in crucian carp. *Science* (1979) 258, 1348–1350. <https://doi.org/10.1126/science.258.5086.1348>.

Bronmark, C., Paszkowski, C.A., Tonn, W.M., Hargeby, A., 1995. Predation as a determinant of size structure in populations of crucian carp (*Carassius carassius*) and tench (*Tinca tinca*). *Text. Ecol Freshw Fish* 4, 85–92. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1995.tb00121.x>.

Candido Dos Reis, F.J., Lynn, S., Raza Ali, H., Eccles, D., Hanby, A., Provenzano, E., Caldas, C., Howat, W.J., Mcduffus, L.-A., Liu, B., Daley, F., Coulson, P., Vyas, R.J., Harris, L.M., Owens, J.M., Carton, A.F.M., Mcquillan, J.P., Paterson, A.M., Hirji, Z., Christie, S.K., Holmes, A.R., Schmidt, M.K., Garcia-Closas, M., Easton, D.F., Bolla, M.K., Wang, Q., Benitez, J., Milne, R.L., Mannermaa, A., Couch, F., Devilee, P., Tollenaar, R.A.E.M., Seynaeve, C., Cox, A., Cross, S.S., Blows, F.M.,

-
- Sanders, J., de Groot, R., Figueroa, J., Sherman, M., Hooning, M., Brenner, H., Holleczeck, B., Stegmaier, C., Lintott, C., Pharoah, P.D.P., 2015. Crowdsourcing the general public for large scale molecular pathology studies in cancer. *EBIOM* 2, 681–689. <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2015.05.009>.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443, 989–992. <https://doi.org/10.1038/nature05202>.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8 (3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).
- Catch a crucian photo competition 2019 [online], [cit. 20. 2. 2023]. Dostupné z: www.catchacrucian.wordpress.com.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc Natl Acad Sci USA* 114 (30), 6089–6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>.
- Český rybářský svaz 2019. Přehled nejdůležitějších ustanovení zákona č. 99/2004 Sb. a vyhlášky č. 197/2004 Sb., ve znění pozdějších předpisů [online], [cit. 20. 2. 2023]. Dostupné z: https://www.rybsvaz.cz/pages_cz/legislativa/rybarsky_rad_2019.pdf.

-
- Český statistický úřad, 2023. Demografická příručka – 2021 [online], [cit. 2. 2. 2023].
Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/demograficka-prirucka-2021>.
- Chan, K., 2011. Can great crested newts (*Triturus cristatus*) coexist with fish? Masters thesis. University College London (UCL).
- Chao, B.F., 1995. Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir water impoundment. *Geophysical research letters* 22 (24), 3529–3532.
<https://doi.org/10.1029/95GL02664>.
- Chapman, A.D., 2005. Principles and methods of data cleaning – primary species and species-occurrence data. Report for the Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.
- Chobot, K., Němec, M., 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Obratlovci. *Příroda* 34, 1–182.
- Closs, G.P., Krkosek, M., Olden, J.D., 2015. Conservation of Freshwater Fishes. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139627085>.
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E.E., Baillie, J.E.M., Cumberlidge, N., Darwall, W.R.T., Pollock, C., Richman, N.I., Soulsby, A., Böhm, M., 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography* 23, 40–51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>.
- Conrad, C.C., Hilchey, K.G., 2011. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: Issues and opportunities. *Environ Monit Assess* 176, 273–291. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1582-5>.
- Constantin, M., Sánchez-Bautista, E., 2023. The EPS Citizen Science Competition welcomed its winners! [online], European Physical Society [cit. 2. 2. 2023].
Dostupné z: <https://www.eps.org/blogpost/751263/486574/The-EPS-Citizen-Science-Competition-welcomed-its-winners>.

-
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Eros, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Peňáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I.C., Stakenas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C., 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21 (4), 242–262. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00690.x>.
- Copp, G.H., Sayer, C.D., 2020. Demonstrating the practical impact of publications in Aquatic Conservation – The case of crucian carp (*Carassius carassius*) in the East of England. *Aquat Conserv* 30 (9), 1753–1757. <https://doi.org/10.1002/aqc.3353>.
- Copp, G.H., Sayer, C.D., 2010. Norfolk biodiversity action plan [online], Norfolk. European Physical Society [cit. 15. 2. 2023]. Dostupné z: <https://norfolk-biodiversity.org/assets/Uploads/Crucian-Carp2.pdf>.
- Coyle, K., 2005. Environmental Literacy in America [online], Washington, DC. [cit. 15. 2. 2023]. Dostupné z: <https://files.eric.ed.gov/fulltext/ED522820.pdf>.
- Daněk, O., Hrazdilová, K., Kozderková, D., Jirků, D., Modrý, D., 2022. The distribution of *Dermacentor reticulatus* in the Czech Republic re-assessed: citizen science approach to understanding the current distribution of the Babesia canis vector. *Parasit Vectors* 15 (132) 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13071-022-05242-6>.
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res* 65 (10), 934–941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>.
- Dennis, R.L.H., Thomas, C.D., 2000. Bias in butterfly distribution maps: the influence of hot spots and recorders home range. *J Insect Conserv* 4, 73–77. <https://doi.org/10.1023/A:1009690919835>.
- Dickinson, J.L., Zuckerberg, B., Bonter, D.N., 2010. Citizen science as an ecological research tool: Challenges and benefits. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 41, 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>.

-
- Dočkal, O., 2019. Pojd'me promyslet jednu opravdu šílenou metodu ochrany našich karasů a slunek před invazními druhy ryb [online], Ekolist [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/ondrejndockal-pojdme-promyslet-jednu-opravdu-silenou-metodu-ochrany-nasich-karasu-a-slunek-pred-invaznimi-druhy>.
- Domenici, P., Turesson, H., Brodersen, J., Brönmark, C., 2008. Predator-induced morphology enhances escape locomotion in crucian carp. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275 (1631), 195–201. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1088>.
- Dorn, P., D'Archangel, D., Wetzel, J., 2014. Salish sea ecosystem conference, in: The role of Citizen Science in restoring salmon and salmon habitat to the Suquamish Tribe's Port Madison Indian Reservation's Cowling Creek Watershed [online], Seattle [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://cedar.wvu.edu/ssec/2014ssec/Day3/69/>.
- Druschke, C.G., Seltzer, C.E., 2012. Failures of engagement: lessons learned from a Citizen Science pilot study. *Applied Environmental Education & Communication* 11 (3–4), 178–188. <https://doi.org/10.1080/1533015X.2012.777224>.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Elgin, E.L., Tunna, H.R., Jackson, L.J., 2014. First confirmed records of Prussian carp, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in open waters of North America. *Bioinvasions Rec* 3 (4), 275–282. <https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.4.09>.
- Epanchin-Niell, R.S., Hastings, A., 2010. Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecol Lett* 13 (4), 528–541. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01440.x>.

-
- Erdoğan, Ö., Erbilir, F., 2007. Heavy metal and trace elements in various fish samples from Sır Dam Lake, Kahramanmaraş, Turkey. *Environ Monit Assess* 130, 373–379. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9404-5>.
- Ficetola, G.F., Rondinini, C., Bonardi, A., Baisero, D., Padoa-Schioppa, E., 2015. Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. *Divers Distrib* 21 (3), 302–311. <https://doi.org/10.1111/ddi.12296>.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., McInnes, K.H., 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511808999>.
- Freyhof, J., Kottelat, M., 2008. *Carassius carassius* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3849A10117321.en>.
- Frič, A., 1893. The Elbe salmon, biological and anatomical study, Fr. Řivnáčs Committee. Praha.
- Fuller, M.R., Doyle, M.W., Strayer, D.L., 2015. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Ann N Y Acad Sci* 1355 (1), 31–51. <https://doi.org/10.1111/nyas.12853>.
- Gabriel, O., Lange, K., Dahm, E., Wendt, T., 2005. *Fish catching methods of the world*, 4th ed. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470995648>.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vöosmarty, C.J., 2004. Nitrogen Cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153–226. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>.
- Gardiner, M.M., Allee, L.L., Brown, P.M., Losey, J.E., Roy, H.E., Smyth, R.R., 2012. Lessons from lady beetles: accuracy of monitoring data from US and UK citizen-

science programs. *Front Ecol Environ* 10 (9), 471–476.
<https://doi.org/10.1890/110185>.

Gardner, R.C., Finlayson, C., 2018. *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and Their Services to People*. Ramsar Convention on Wetlands. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.

Gaston, K.J., Blackburn, T., 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Wiley.
<https://doi.org/10.1002/9780470999592>.

Gessner, J., Freyhof, J., Kottelat, M., 2022. *Acipenser gueldenstaedtii* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T232A135063140.en>.

Grabowska, J., Błońska, D., Kati, S., Nagy, S.A., Kakareko, T., Kobak, J., Antal, L., 2019. Competitive interactions for food resources between the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and threatened European mudminnow (*Umbra krameri*). *Aquat Conserv* 29 (12), 2231–2239. <https://doi.org/10.1002/aqc.3219>.

Greenwood, J.J.D., 2007. Citizens, science and bird conservation. *J Ornithol* 148, 77–124 <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0239-9>.

Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M.E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J.D., Opperman, J.J., Petry, P., Reidy Liermann, C., Sáenz, L., Salinas-Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R.J.P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P.H., van Soesbergen, A., Zarfl, C., 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569, 215–221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.

Groenendijk, J., Leuchtenberger, C., Marmontel, M., Van Damme, P., Wallace, R., Schenck, C., 2022. *Pteronura brasiliensis* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/18711/222719180>.

-
- Gubiani, É.A., Gomes, L.C., Agostinho, A.A., Okada, E.K., 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecol Freshw Fish* 16 (2), 191–197. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00211.x>.
- Halacka, K., Luskova, V., Lusk, S., 2003. *Carassius gibelio* in fish communities of the Czech Republic. *Ecohydrol Hydrobiol* 3(1), 133–138.
- Hanel, L., 1997. Klíč k určování ryb a mihulí, 1. ed. Ekocentrum Brno. ISBN 80-902203-3-9.
- Hänfling, B., Bolton, P., Harley, M., Carvalho, G.R., 2005. A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). *Freshw Biol* 50 (3), 403–417. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01330.x>.
- Harper, L.R., Lawson Handley, L., Hahn, C., Boonham, N., Rees, H.C., Lewis, E., Adams, I.P., Brotherton, P., Phillips, S., Hänfling, B., 2020. Generating and testing ecological hypotheses at the pondscape with environmental DNA metabarcoding: A case study on a threatened amphibian. *Environmental DNA* 2 (2), 184–199. <https://doi.org/10.1002/edn3.57>.
- Harper, L.R., Lawson Handley, L., Sayer, C.D., Read, D.S., Benucci, M., Blackman, R.C., Hill, M.J., Hänfling, B., 2021. Assessing the impact of the threatened crucian carp (*Carassius carassius*) on pond invertebrate diversity: A comparison of conventional and molecular tools. *Mol Ecol* 30 (13), 3252–3269. <https://doi.org/10.1111/mec.15670>.
- He, P., 2010. Behavior of marine fishes: capture processes and conservation challenges. Wiley-Blackwell. ISBN: 978-0-813-81536-7.
- Hecker, S., Bonney, R., Haklay, M., Hölker, F., Hofer, H., Goebel, C., Gold, M., Machuch, Z., Ponti, M., Richter, A., Robinson, L., Iglesias, J.R., Owen, R., Peltola, T., Sforzi, A., Shirk, J., Vogel, J., Vohland, K., Witt, T., Bonn, A., 2018. Innovation

-
- in Citizen Science – perspectives on science-policy advances. *Citiz Sci* 3 (1).
<https://doi.org/10.5334/cstp.114>.
- Hepper, F.N., 2003. Phenological records of English garden plants in Leeds (Yorkshire) and Richmond (Surrey) from 1946 to 2002. An analysis relating to global warming. *Biodivers Conserv* 12, 2503–2520.
<https://doi.org/10.1023/A:1025847029377>.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J., 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21 (1), 175–188.
<https://doi.org/10.1890/09-2011.1>.
- Hilton, E., Fox, D., 2022. *Acipenser oxyrinchus* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 3. 2. 2023]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/ja/species/245/2785934>.
- Hochachka, W.M., Dhondt, A.A., McGowan, K.J., Kramer, L.D., 2004. Impact of West Nile Virus on American crows in the northeastern United States, and its relevance to existing monitoring programs. *Ecohealth* 1, 60–68.
<https://doi.org/10.1007/s10393-004-0015-8>.
- Hogan, Z., Jensen, O., 2013. *Hucho taimen* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 21. 2. 2023]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/188631/22605180>.
- Holopainen, I.J., Tonn, W.M., Paszkowski, C.A., 1997. Tales of two fish: The dichotomous biology of crucian carp (*Carassius carassius* (L.)) in northern Europe. *Ann Zool Fennici* 34 (1), 1–22.
- Howe, J., 2006. The rise of crowdsourcing. *Wired Magazine* 14.
<http://www.wired.com/wired/archive/14.06/crowds.html>.

-
- Huang, X., Zhao, F., Song, C., Gao, Y., Chai, Y., Zhong, L., Zhuang, P., 2020. Hatchery technology restores the spawning ground of phytophilic fish in the urban river of Yangtze Estuary, China. *Urban Ecosyst* 23, 1087–1098. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00971-x>.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science* 278 (5338), 689–692. <https://doi.org/10.1126/science.278.5338.689>.
- Hulme, P.E., 2009. Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46 (1), 10.–18 . <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>.
- Irfan, S., Alatawi, A.M.M., 2019. Aquatic ecosystem and biodiversity: a review. *Open J Ecol* 09 (1), 1–13. <https://doi.org/10.4236/oje.2019.91001>.
- Irwin, A., 2018. No PhDs needed: how citizen science is transforming research. *Nature* 562 (7728), 480–482. <https://doi.org/10.1038/d41586-018-07106-5>.
- Irwin, A., 2017. Constructing the scientific citizen: science and democracy in the biosciences. *Public Understanding of Science* 10 (1), 1–18. <https://doi.org/10.3109/a036852>.
- IUCN 2019 [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 3. 3. 2023]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/>.
- Jacobs, C., 2016. Data quality in crowdsourcing for biodiversity research: issues and examples, in: Capineri, C., Haklay, M., Huang, H., Antoniou, V., Kettunen, J., Ostermann, F., Purves, R. *European Handbook of Crowdsourced Geographic Information 2016* . Ubiquity Press Ltd, London. <https://www.jstor.org/stable/j.ctv3t5r09>.
- Jæger, B., 2004. Trapped in the digital divide? Old people in the information society. *Science & Technology Studies* 17 (2), 5–22. <https://doi.org/10.23987/sts.55163>.

Jarić, I., Roll, U., Arlinghaus, R., Belmaker, J., Chen, Y., China, V., Doua, K., Essl, F., Jähnig, S.C., Jeschke, J.M., Kalinkat, G., Kalous, L., Ladle, R., Lennox, R.J., Rosa, R., Sbragaglia, V., Sherren, K., Šmejkal, M., Soriano-Redondo, A., Souza, A.T., Wolter, C., Correia, R.A., 2020. Expanding conservation culturomics and iEcology from terrestrial to aquatic realms. *PLoS Biol* 18 (10), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000935>.

Johnson, B.A., Mader, A.D., Dasgupta, R., Kumar, P., 2020. Citizen science and invasive alien species: An analysis of citizen science initiatives using information and communications technology (ICT) to collect invasive alien species observations. *Glob Ecol Conserv* 21, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00812>.

Jones, J.B., 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *N Z J Mar Freshwater Res* 26 (1), 59–67. <https://doi.org/10.1080/00288330.1992.9516500>.

Jordan, R., Singer, F., Vaughan, J., Berkowitz, A., 2009. What should every citizen know about ecology? *Front Ecol Environ* 7 (9), 495–500. <https://doi.org/10.1890/070113>.

Kahle, D., Wickham, H., 2013. *Spatial Visualization with ggplot2*.

Kalous, L., Bohlen, J., Rylková, K., Petrtyl, M., 2012. Hidden diversity within the Prussian carp and designation of a neotype for *Carassius gibelio* (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyol Explor Freshwaters* 23 (1), 11-18.

Kalous, L., Knytl, M., 2011. Karyotype diversity of the offspring resulting from reproduction experiment between diploid male and triploid female of silver prussian carp, *Carassius gibelio* (Cyprinidae, Actinopterygii). *Folia Zool Brno* 60 (2), 115–121. <https://doi.org/10.25225/fozo.v60.i2.a5.2011>.

Kalous, L., Memiş, D., Bohlen, J., 2004. Finding of triploid *Carassius gibelio* (Bloch, 1780) (Cypriniformes, Cyprinidae) in Turkey. *Cybium (Paris)* 28 (1), 77–79.

-
- Kalous, L., Musil, J., Petrtyl, M., Vajglová, T., Romočuský, Š., Bušta, L., 2013. The danger in the anglers' bucket: qualitative and quantitative insight into bait fish market in Prague (Czech Republic). *Acta Soc. Zool. Bohem* 77, 27–35. ISSN 1211-376X.
- Kalous, L., Nechanská, D., Petrtyl, M., 2018. Survey of angler's internet posts confirmed the occurrence of freshwater fishes of the genus *Ictiobus* (Rafinesque, 1819) in natural waters of Czechia. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 419 (29), 1–6. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018019>.
- Khan, F.A., Ansari, A.A., 2005. Eutrophication: an ecological vision. *The Botanical Review* 71 (4), 449–482. [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2005\)071\[0449:EAEV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2).
- Khatib, F., DiMaio, F., Cooper, S., Kazmierczyk, M., Gilski, M., Krzywda, S., Zabranska, H., Pichova, I., Thompson, J., Popović, Z., Jaskolski, M., Baker, D., 2011. Crystal structure of a monomeric retroviral protease solved by protein folding game players. *Nat Struct Mol Biol* 18, 1175–1177. <https://doi.org/10.1038/nsmb.2119>.
- Killgore, K.J., Dibble, E.D., Hoover, J.J., 1993. Relationships between fish and aquatic plants: a plan of study. *Aquatic plant control research program A-93-1* (3), 1–53.
- Kirchhofer, A., Hefti, D., 1996. Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhauser Verlag. ISBN 081765321X. <https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9014-4>.
- Kobayashi, M., Kuroyanagi, H., Otomo, S., Hayakawa, Y., 2008. Involvement of aquatic plants in the spawning behaviour of goldfish and crucian carp. *Société Française d'Ichtyologie - Cybium* 32, 310–311.
- Koehn, J.D., 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshw Biol* 49 (7), 882–894. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01232.x>.

-
- Kogan, M., 1998. Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. *Annu Rev Entomol* 43, 243–270. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.243>.
- Kolar, C.S., Lodge, D.M., 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298 (5596), 1233–1236. <https://doi.org/10.1126/science.1075753>.
- Kortan, D., Adámek, Z., Vrána, P., 2010. Otter, *Lutra lutra*, feeding pattern in the Kamenice River (Czech Republic) with newly established Atlantic Salmon, *Salmo salar*, population. *Folia Zool Brno* 59 (3), 223–230. <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i3.a8.2010>.
- Koščo, J., Košuth, P., Lusk, S., Košuthová, L., 2004. Distribution of family Ictaluridae in the Slovakia and in the Czech Republic. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* (V) 45–53.
- Koščo, J., Manko, P., 2003. Contribution to the knowledge of competitive relationships between the invasive fish Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and native species. In: Book of Abstracts, 9th Zoology conference “Feriancove dni” 20.–21.11.2003, Bratislava.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Maurice Kottelat (privately published). ISBN: 9782839902984.
- Kouřil, J., Podhorec, P., 2011. Umělý výtěr lína obecného. Fakulta rybářství a ochrany vod. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Kura, Yumkio., Revenga, Carmen., Hoshino, Eriko., Mock, Greg., 2005. Fishing for answers: making sense of the global fish crisis. World Resources Institute. Washington DC. ISBN: 1-56973-569-7.
- Lang, R.A., 2022. R Core Team RD.

-
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front Ecol Environ* 9 (9), 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>.
- Leira, M., Chen, G., Dalton, C., Irvine, K., Taylor, D., 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshw Biol* 54 (1), 1–14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02086.x>.
- Lelek, A., 1987. *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 9: Threatened Fishes of Europe*. Balogh Scientific Books, Wiesbaden. ISBN 3891040482.
- Lepczyk, C.A., Boyle, O.D., Vargo, T.L., Gould, P., Jordan, R., Liebenberg, L., Masi, S., Mueller, W.P., Prysby, M.D., Vaughan, H., 2009. Symposium 18: Citizen Science in ecology: the intersection of research and education. *Bulletin of the Ecological Society of America* 90 (3), 308–317. <https://doi.org/10.1890/0012-9623-90.3.308>.
- Lever, C., 1996. *Naturalized Fishes of the World*. Academic Press, San Diego. ISBN 0123884780.
- Levrel, H., Fontaine, B., Henry, P.-Y., Jiguet, F., Julliard, R., Kerbiriou, C., Couvet, D., 2010. Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: a french example. *Ecological Economics* 69 (7), 1580–1586. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.001>.
- Libosvářský, J., 1963. Stáří a růst karasa obecného, *Carassius carassius* (L.) v některých vodách ČSSR. *Zoologické listy* 12, 239–258.
- Liu, X., Qin, J., Xu, Y., Ouyang, S., Wu, X., 2019. Biodiversity decline of fish assemblages after the impoundment of the Three Gorges Dam in the Yangtze River Basin, China. *Rev Fish Biol Fish* 29, 177–195. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09548-0>.

-
- Losey, J., Allee, L., Smyth, R., 2012. The lost ladybug project: citizen spotting surpasses scientist's surveys. *American Entomologist* 58 (1), 22-24.
- Lowe-McConnell, R.H., 1993. Society for conservation biology fish faunas of the African Great Lakes: origins, diversity, and vulnerability. *Conservation Biology* 7 (3), 634–643. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07030634.x>.
- Lucek, K., Sivasundar, A., Seehausen, O., 2014. Disentangling the role of phenotypic plasticity and genetic divergence in contemporary ecotype formation during a biological invasion. *Evolution* 68 (9), 2619–2632. <https://doi.org/10.1111/evo.12443>.
- Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K., 1998. The status of tench (*Tinca tinca* (L.)) in aquatic habitats of the floodplain along the lower reaches of the river Dyje (Czech Republic). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45 (3), 407–414.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zool Brno* 59 (1), 57–72. <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i1.a9.2010>.
- Lusková, V., Bartoňová, E., Lusk, S., 2008. Karas obecný *Carassius carassius* Linnaeus, 1758 v minulosti obecně rozšířený a v současnosti ohrožený druh v České republice. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i, 2008. Biodiverzita ichtyofauny České republiky 7, 46–53. ISBN 978-80-87189-01-6.
- Lusková, V., Halačka, K., Vetešník, L., Lusk, S., 2002. Gold fish (*Carassius auratus*) in fish communities inhabiting the lower reaches of the river Dyje. *Biodiversity of fishes in the Czech Republic* 4, 127–132.
- Lusková, V., Lusk, S., Halačka, K., Vetešník, L., 2010. *Carassius auratus gibelio* – The most successful invasive fish in waters of the Czech Republic. *Russ J Biol Invasions* 1 (3), 176–180. <https://doi.org/10.1134/S2075111710030069>.

-
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., 2018. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*, second Edition. Elsevier. ISBN: 9780128146910.
- MAE, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* 1st Edition. Millennium Ecosystem Assessment Series. Island Press. ISBN 1597260401.
- Martin, L.J., Blossey, B., Ellis, E., 2012. Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Front Ecol Environ* 10 (4), 195–201. <https://doi.org/10.1890/110154>.
- McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A., 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biol Invasions* 18, 299–314. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1013-1>.
- Mcintosh, A.R., Mchugh, P.A., Dunn, N.R., Goodman, J.M., Howard, S.W., Jellyman, P.G., O'brien, L.K., Woodford, D.J., 2010. The impact of trout on galaxiid fishes in New Zealand. *N Z J Ecol* 34, 195–206.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14 (11), 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1).
- Miller, J.R., 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends Ecol Evol* 20 (8), 430–434. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>.
- Miller-Rushing, A., Primack, R., Bonney, R., 2012. The history of public participation in ecological research. *Front Ecol Environ* 10 (6), 285–290. <https://doi.org/10.1890/110278>.
- Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T., Secor, C.L., 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J Great Lakes Res* 19 (1), 1–54. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(93\)71197-1](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(93)71197-1).

-
- Mittermeier, J.C., Roll, U., Matthews, T.J., Grenyer, R., 2019. A season for all things: phenological imprints in wikipedia usage and their relevance to conservation. *PLoS Biol* 17 (3), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000146>.
- Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z., Horký, P., Slavík, O., 2010. Non-native fish introductions in the Czech Republic – species inventory, facts and future perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (2), 38–45. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01500.x>.
- Myers, R.A., Worm, B., 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423 (6937), 280–283. <https://doi.org/10.1038/nature01610>.
- Naše voda, Informační portál o vodě, 2017 [online]. Plochy rybníků v ČR byly v minulosti oproti dnešku trojnásobné [cit. 1. 3. 2023]. Dostupné z: <https://www.nase-voda.cz/plochy-rybniku-cr-byly-minulosti-oproti-dnesku-trojnasoebne/>.
- National Audubon Society, 2023 [online]. Audubon Christmas Bird Count [cit. 3. 1. 2023]. Dostupné z: <https://www.audubon.org/conservation/science/christmas-bird-count>.
- Naylor, R.L., Goldberg, R.J., Mooney, H., Beveridge, M., Clay, J., Folke, C., Kautsky, N., Lubchenco, J., Primavera, J., Williams, M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282 (5390), 883–884. <https://doi.org/10.1126/science.282.5390.883>.
- Newman, G., Zimmerman, D., Crall, A., Laituri, M., Graham, J., Stapel, L., 2010. User-friendly web mapping: lessons from a citizen science website. *International Journal of Geographical Information Science* 24 (12), 1851–1869. <https://doi.org/10.1080/13658816.2010.490532>.
- Nilsson, C., Berggren, K., 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation: dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. *Bioscience* 50 (9), 783–792.

-
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Törnlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J.M., Palm, D., Östergren, J., Jansson, R., Brännäs, E., Lundqvist, H., 2005. Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: an interdisciplinary challenge. *Ecosystems* 8, 779–800. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0030-9>.
- Nilsson, G.E., Renshaw, G.M.C., 2004. Hypoxic survival strategies in two fishes: extreme anoxia tolerance in the North European crucian carp and natural hypoxic preconditioning in a coral-reef shark. *Journal of Experimental Biology* 207 (18), 3131–3139. <https://doi.org/10.1242/jeb.00979>.
- Noonan, M.J., Grant, J.W.A., Jackson, C.D., 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13 (4), 450–464. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>.
- Ožana, S., Burda, M., Hykel, M., Malina, M., Prášek, M., Bárta, D., Dolný, A., 2019. Dragonfly Hunter CZ: mobile application for biological species recognition in citizen science. *PloS One* 14 (1), 1–3. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210370>.
- Pace, D.S., Giacomini, G., Campana, I., Paraboschi, M., Pellegrino, G., Silvestri, M., Alessi, J., Angeletti, D., Cafaro, V., Pavan, G., Ardizzone, G., Arcangeli, A., 2019. An integrated approach for cetacean knowledge and conservation in the central Mediterranean Sea using research and social media data sources. *Aquat Conserv* 29 (8), 1302–1323. <https://doi.org/10.1002/aqc.3117>.
- Papoušek, I., Vetešník, L., Halačka, K., Lusková, V., Humpl, M., Mendel, J., 2008. Identification of natural hybrids of gibel carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch) and crucian carp *Carassius carassius* (L.) from lower Dyje River floodplain (Czech Republic). *J Fish Biol* 72 (5), 1230–1235. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01783.x>.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279 (5352), 860–863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.

-
- Peters, K., Bundschuh, M., Schäfer, R.B., 2013. Review on the effects of toxicants on freshwater ecosystem functions. *Environmental Pollution* 180, 324–329. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.025>.
- Petts, G., Morales, Y., Sadler, J., 2006. Linking hydrology and biology to assess the water needs of river ecosystems. *Hydrol Process* 20 (10), 2247–2251. <https://doi.org/10.1002/hyp.6223>.
- Piironen, J., Holopainen, I.J., 1986. A note on seasonality in anoxia tolerance of crucian carp (*Carassius carassius* (L.)) in the laboratory. *Ann Zool Fennici* 23 (3), 335–338.
- Pikitch, E.K., Doukakis, P., Lauck, L., Chakrabarty, P., Erickson, D.L., 2005. Status, trends and management of sturgeon and paddlefish fisheries. *Fish and Fisheries* 6 (3), 233–265. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00190.x>.
- Postel, S.L., 2000. Entering an era of water scarcity: the challenges ahead. *Ecological Applications* 10 (4), 941–948. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0941:EAEOWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0941:EAEOWS]2.0.CO;2).
- Priddel, D., Carlile, N., Wheeler, R., 2000. Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biol Conserv* 94 (1), 115–125. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00155-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00155-X).
- Ptačí hodinka, 2023 [online]. Sčítání ptáků na krmítku. Česká společnost ornitologická [cit. 3. 1. 2023]. Dostupné z: <https://ptacihodinka.birdlife.cz/#/>.
- Rahel, F.J., 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288 (5467), 854–856. <https://doi.org/10.1126/science.288.5467.854>.
- Rand, P.S., 2006. *Parahucho perryi* [online]. The IUCN Red List of Threatened Species [cit. 20. 1. 2023]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/61333/12462795>.

-
- Ratcliff, J., 2008. The transit of venus enterprise in Victorian Britain. Pickering & Chatto, London. ISBN 9780822944782.
- Riede, K., 2004. Global register of migratory species – from global to regional scales. German Federal Agency for Nature Conservation. ISBN 3784338453.
- Reshetnikov, A.N., 2004. The fish *Perccottus glenii*: history of introduction to western regions of Eurasia. *Hydrobiologia* 522, 349–350.
- Reshetnikov, A.N., Sokolov, S.G., Protasova Ekaterina N, 2017. Detection of a neglected introduction event of the invasive fish *Perccottus glenii* using parasitological analysis. *Hydrobiologia* 788, 65–73. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2987-0>.
- Ribeiro, F., Rylková, K., Moreno-Valcárcel, R., Carrapato, C., Kalous, L., 2015. Prussian carp *Carassius gibelio*: a silent invader arriving to the Iberian Peninsula. *Aquat Ecol* 49, 99–104. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9508-5>.
- Richardson, M.J., Whoriskey, F.G., Roy, L.H., 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *J Fish Biol* 47 (4), 576–585. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01924.x>.
- Rickinson, M., 2001. Learners and learning in environmental education: a critical review of the evidence. *Environ Educ Res* 7 (3), 207–320. <https://doi.org/10.1080/13504620120065230>.
- Rilov, G., Benayahu, Y., Gasith, A., 2004. Prolonged lag in population outbreak of an invasive mussel: a shifting-habitat model. *Biol Invasions* 6, 347–364. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000034614.07427.96>.
- Ripl, W., 2003. Water: the bloodstream of the biosphere. *Philos Trans R Soc Lond B* 358 (1440), 1921–1934. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1378>.

-
- Robinson, L.D., Cawthray, J.L., West, S.E., Bonn, A., Ansine, J., 2018. Citizen Science: innovation in open science, society and policy. UCL Press. <https://www.jstor.org/stable/j.ctv550cf2>.
- Rotman, D., Preece, J., Hammock, J., Procita, K., Hansen, D., Parr, C., Lewis, D., Jacobs, D., 2012. Dynamic changes in motivation in collaborative citizen-science projects, in: Proceedings of the ACM Conference on Computer Supported Cooperative Work, CSCW. 217–226. <https://doi.org/10.1145/2145204.2145238>.
- Ruuhijärvi, J., Rask, M., Vesala, S., Westermark, A., Olin, M., Keskitalo, J., Lehtovaara, A., 2010. Recovery of the fish community and changes in the lower trophic levels in a eutrophic lake after a winter kill of fish. *Hydrobiologia* 646, 145–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0186-y>.
- Sala, O.E., Stuart, F., Iii, C., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Şaşı, H., 2008. The length and weight relations of some reproduction characteristics of Prussian carp, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in the South Aegean region (Aydin-Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8, 87–92.
- Sayer, C., Shilland, E., Greaves, H., Dawson, B., Patmore, I., Emson, D., Alderton, E., Robinson, P., Andrews, K., Axmacher, J., Wiik, E., 2013. Managing Britain's ponds – conservation lessons from a Norfolk farm. *British Wildlife* 21–28.
- Sayer, C.D., Copp, G.H., Emson, D., Godard, M.J., Zięba, G., Wesley, K.J., 2011. Towards the conservation of crucian carp *Carassius carassius*: understanding the extent and causes of decline within part of its native English range. *J Fish Biol* 79 (6), 1608–1624. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03059.x>.

-
- Sayer, C.D., Copp, G.H., Emson, D., Godard, M.J., Zięba, G., Wesley, K.J., 2010. The decline of crucian carp *Carassius carassius* in its native English range: the example of rural ponds in north Norfolk. ECRC Research Report 139. Environmental Change Research Centre: London, UK.
- Sayer, C.D., Emson, D., Patmore, I.R., Greaves, H.M., West, W.P., Payne, J., Davies, G.D., Tarkan, A.S., Wiseman, G., Cooper, B., Grapes, T., Cooper, G., Copp, G.H., 2020. Recovery of the crucian carp *Carassius carassius* (L.): Approach and early results of an English conservation project. *Aquat Conserv* 30 (12), 2240–2253. <https://doi.org/10.1002/AQC.3422>.
- Schmidt, B., Poesch, M., 2021. Determining the distribution of invasive Prussian carp (*Carassius gibelio*) in Alberta using environmental DNA. Alberta Conservation Association. ISBN 978-1-989448-15-1.
- Schneider, C.P., Owens, R.W., Bergstedt, R.A., O’Gorman, R., 1996. Predation by sea lamprey (*Petromyzon marinus*) on lake trout (*Salvelinus namaycush*) in southern Lake Ontario, 1982-1992. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (9), 1921–1932.
- Schrank, W.E., Roy, N., 2013. Commentary the Newfoundland fishery and economy twenty years after the northern cod moratorium. *Marine Resource Economics* 28 (4), 397–413.
- Šebela, M., Wohlgemuth, E., 1984. Some observations on *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Pisces, Cyprinidae) in a culture. *Časopis moravského muzea, Brno, vědy přírodní* 69, 187–194.
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R.,

-
- Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nat Commun* 8, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>.
- Sherren, K., Parkins, J.R., Smit, M., Holmlund, M., Chen, Y., 2017. Digital archives, big data and image-based culturomics for social impact assessment: opportunities and challenges. *Environ Impact Assess Rev* 67, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.08.002>.
- Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3), 247–257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5).
- Šimek, Z., Rys, J., 1989. *Ryby zblízka*, 1. vydání. Albatros, Praha. ISBN 13-795-89.
- Šmejkal, M., Dočkal, O., Thomas, K., Kalous, L., 2023. First record of highly invasive Chinese sleeper *Percottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae) in the Elbe River Basin, Czechia. *bioRxiv* 2023.01.20.524995. <https://doi.org/10.1101/2023.01.20.524995>.
- Šmejkal, M., Kalous, L., Velenský, P., 2020. Zachraň karase obecného! [online], [cit. 20. 3. 2023]. Dostupné z: <https://zachrankarase.cz/>.
- Šmejkal, M., Thomas, K., Bartoň, D., Tapkir, S., Gottwald, M., 2022. Provedení ichtyologických průzkumů ve vybraných lokalitách v rámci projektu „Zachraň karase“ v Kraji Vysočina. České Budějovice.
- Smith, A., Lynn, S., Lintott, C., 2013. An introduction to the Zooniverse. *Proc AAAI Conf Hum Comput Crowdsourc* 1 (1), 103. <https://doi.org/10.1609/hcomp.v1i1.13051>.

-
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/esor2002.12.142>.
- Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.W., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol Oceanogr* 51 (1–2), 351–355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351.
- Solomon, L.E., Pendleton, R.M., Chick, J.H., Casper, A.F., 2016. Long-term changes in fish community structure in relation to the establishment of Asian carps in a large floodplain river. *Biol Invasions* 18, 2883–2895. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1180-8>.
- Stanic, B., Andric, N., Zoric, S., Grubor-Lajsic, G., Kovacevic, R., 2006. Assessing pollution in the Danube River near Novi Sad (Serbia) using several biomarkers in sterlet (*Acipenser ruthenus* L.). *Ecotoxicol Environ Saf* 65 (3), 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.08.005>.
- Stone, R., 2002. Caspian ecology teeters on the brink. *Science* 295 (5554), 430–433. <https://doi.org/10.1126/science.295.5554.430>.
- Strayer, D.L., 2010. Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshw Biol* 55 (s1), 152–174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>.
- Strayer, D.L., Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *J North Am Benthol Soc* 29 (1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>.
- Taabu-Munyaho, A., Marshall, B., Tomasson, T., Marteinsdottir, G., 2016. Nile perch and the transformation of Lake Victoria. *Afr J Aquat Sci* 41 (2), 127–142. <https://doi.org/10.2989/16085914.2016.1157058>.

-
- Tapkir, S., Boukal, D., Kalous, L., Bartoň, D., Souza, A.T., Kolar, V., Soukalová, K., Duchet, C., Gottwald, M., Šmejkal, M., 2022. Invasive gibel carp (*Carassius gibelio*) outperforms threatened native crucian carp (*Carassius carassius*) in growth rate and effectiveness of resource use: field and experimental evidence. *Aquat Conserv* 32 (12), 1901–1912. <https://doi.org/10.1002/aqc.3894>.
- Tarkan, A.S., Copp, G.H., Top, N., Özdemir, N., Önsoy, B., Bilge, G., Filiz, H., Yapici, S., Ekmekçi, F.G., Kirankaya, Ş.G., Emiroğlu, O., Gaygusuz, O., Gürsoy Gaygusuz, C., Oymak, A., Özcan, G., Saç, G., 2012a. Are introduced gibel carp *Carassius gibelio* in Turkey more invasive in artificial than in natural waters? *Fish Manag Ecol* 19 (2), 178–187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00841.x>.
- Tarkan, A.S., Cucherousset, J., Zięba, G., Godard, M.J., Copp, G.H., 2010. Growth and reproduction of introduced goldfish *Carassius auratus* in small ponds of southeast England with and without native crucian carp *Carassius carassius*. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (s2), 102–108. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01506.x>.
- Tarkan, A.S., Gaygusuz, O., Gürsoy Gaygusuz, C., Saç, G., Copp, G.H., 2012b. Circumstantial evidence of gibel carp, *Carassius gibelio*, reproductive competition exerted on native fish species in a mesotrophic reservoir. *Fish Manag Ecol* 19 (2), 167–177. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00839.x>.
- Temple, H.J., Cox, N.A., 2009. *European Red List of Amphibians*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-11356-7.
- The Cornell Lab, 2023 [online]. Project FeederWatch [cit. 20. 3. 2023]. Dostupné z: <https://feederwatch.org/>.
- The international game fish association, 2023 [online]. Great Marlin Race [cit. 14. 3. 2023]. Dostupné z: <https://igfa.org/the-great-marlin-race/>.
- Theobald, E.J., Ettinger, A.K., Burgess, H.K., DeBey, L.B., Schmidt, N.R., Froehlich, H.E., Wagner, C., HilleRisLambers, J., Tewksbury, J., Harsch, M.A., Parrish, J.K.,

-
2015. Global change and local solutions: tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biol Conserv* 181, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>.
- Tickner, D., Opperman, J.J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Cooke, S.J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A.J., Leonard, P., McClain, M.E., Muruven, D., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Robinson, J., Tharme, R.E., Thieme, M., Tockner, K., Wright, M., Young, L., 2020. Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. *Bioscience* 70 (4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>.
- Tóth, J., 1976. A brief account on the presence of the silver crucian (*Carassius auratus gibelio* Bloch 1783) in the Hungarian section of the Danube. *Section Biologica* 219–220.
- USGS Eastern Ecological Science Center, 2023 [online]. North American Breeding Bird Survey. [cit. 4. 3. 2023]. Dostupné z: <https://www.pwrc.usgs.gov/bbs/>.
- van der Veer, G., Nentwig, W., 2015. Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecol Freshw Fish* 24 (4), 646–656. <https://doi.org/10.1111/eff.12181>.
- van Puijenbroek, P.J.T.M., Buijse, A.D., Kraak, M.H.S., Verdonchot, P.F.M., 2019. Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Res Appl* 35 (1), 68–77. <https://doi.org/10.1002/rra.3386>.
- Van Strien, A.J., Van Swaay, C.A.M., Termaat, T., 2013. Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models. *Journal of Applied Ecology* 50 (6), 1450–1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12158>.

-
- Vardi, R., Berger-Tal, O., Roll, U., 2021. iNaturalist insights illuminate COVID-19 effects on large mammals in urban centers. *Biol Conserv* 254, 108953. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108953>.
- Vohland, K., Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., Samson, R., Wagenknecht, K., 2021. *The Science of Citizen Science*. 1. vydání. Springer International Publishing, Cham. ISBN 3030582779.
- Vornanen, M., Paaianen, V., 2006. Seasonal changes in glycogen content and Na⁺-K⁺-ATPase activity in the brain of crucian carp. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 291 (5), R1482–R1489. <https://doi.org/10.1152/ajpregu.00172.2006>.
- Webb, M.A.H., Feist, G.W., Fitzpatrick, M.S., Foster, E.P., Schreck, C.B., Plumlee, M., Wong, C., Gundersen, D.T., 2006. Mercury concentrations in gonad, liver, and muscle of white sturgeon *Acipenser transmontanus* in the Lower Columbia River. *Arch Environ Contam Toxicol* 50, 443–451. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0159-0>.
- Wehn, U., Gharesifard, M., Ceccaroni, L., Joyce, H., Ajates, R., Woods, S., Bilbao, A., Parkinson, S., Gold, M., Wheatland, J., 2021. Impact assessment of citizen science: state of the art and guiding principles for a consolidated approach. *Sustain Sci* 16, 1683–1699. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-00959-2>.
- Welcomme, R., 2001. *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Wiley-Blackwell. ISBN 978-0-852-38284-4.
- Venturelli, P.A., Hyder, K., Skov, C., 2017. Angler apps as a source of recreational fisheries data: opportunities, challenges and proposed standards. *Fish and Fisheries* 18 (3), 578–595. <https://doi.org/10.1111/faf.12189>.
- Wickham, H., 2016. *Elegant Graphics for Data Analysis*.

-
- Wierzbowska, I.A., Olko, J., Hędrzak, M., Crooks, K.R., 2012. Free-ranging domestic cats reduce the effective protected area of a Polish national park. *Mammalian Biology* 77 (3), 204–210. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.01.004>.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen, A. van, Sáenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351 (6269), 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>.
- Wolter, C., 2015. Historic catches, abundance, and decline of Atlantic salmon *Salmo salar* in the River Elbe. *Aquat Sci* 77, 367–380. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0372-5>.
- Worldometer, 2022 [online]. United Nations Revision [cit. 1. 3. 2023]. Dostupné z: <https://www.worldometers.info/world-population/>.
- Worm, B., Tittensor, D.P., 2011. Range contraction in large pelagic predators. *Proc Natl Acad Sci USA* 108 (29), 11942–11947. <https://doi.org/10.1073/pnas.1102353108>.
- Yick, J.L., Wisniewski, C., Diggle, J., Patil, J.G., 2021. Eradication of the invasive common carp, *Cyprinus carpio* from a large lake: lessons and insights from the Tasmanian experience. *Fishes* 6 (1), 6. <https://doi.org/10.3390/fishes6010006>.
- Yudin, F.-D., Roxana, I., Sandru, C., Andreea Maria, I., Sandru, C., 2011. The influence of pollution monitoring parameters in characterizing the surface water quality from Romania southern area. *Romanian Journal of Physics* 56 (7–8), 1001–1010.

Zhang, H., Jarić, I., Roberts, D.L., He, Y., Du, H., Wu, J., Wang, C., Wei, Q., 2020. Extinction of one of the world's largest freshwater fishes: lessons for conserving the endangered Yangtze fauna. *Science of The Total Environment* 710, 136242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136242>.

Zuo, W., Smith, F.A., Charnov, E.L., 2013. A life-history approach to the late pleistocene megafaunal extinction. *Am Nat* 182 (4), 524–531. <https://doi.org/10.1086/671995>.

Seznam obrázků

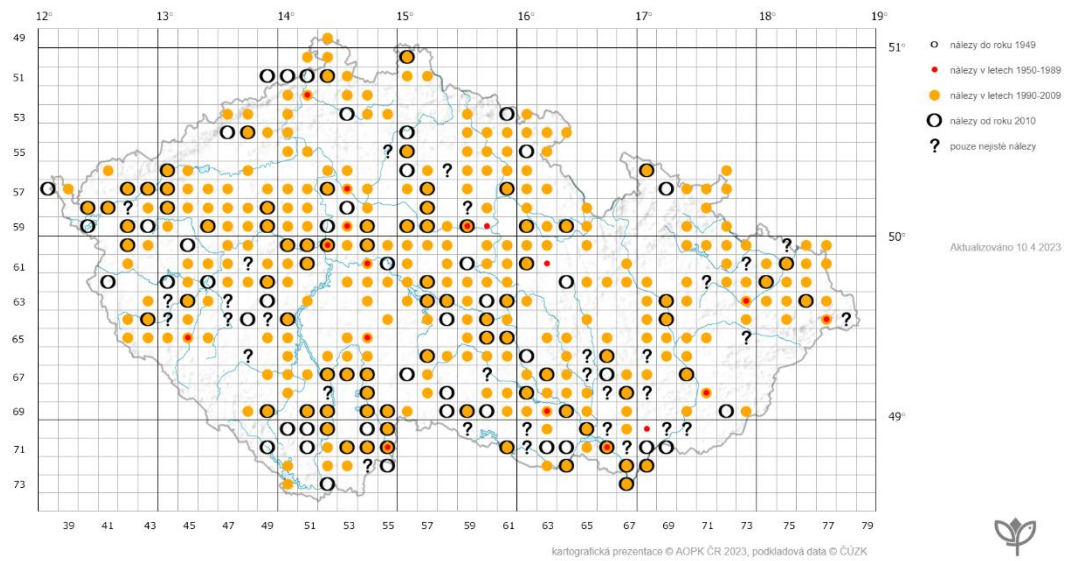
Obrázek 1: Pět hlavních kategorií způsobujících úbytek biodiverzity ve sladkovodních ekosystémech a vzájemné interakce, které synergicky působí na úbytek diverzity v ekosystému. Převzato a upraveno dle Dudgeon et al. (2006).....	18
Obrázek 2: Mladý jedinec karase obecného se zřetelně viditelnou tmavou skvrnou u báze ocasní ploutve (foto: Zuzana Šmejkalová).....	28
Obrázek 3: Invazní karas stříbřitý, který se od karase obecného liší mimo jiné většími šupinami, méně vyklenutou hřbetní ploutví a více vykrojenou ocasní ploutví (Baruš & Oliva, 1995; foto: Zuzana Šmejkalová).....	30
Obrázek 4: Sloupcový graf zapojení jednotlivých zájmových skupin respondentů do projektu.....	38
Obrázek 5: Histogram četnosti zapojení jednotlivých věkových skupin respondentů do projektu.....	39
Obrázek 6: Sloupcový graf zastoupení velikosti obcí, ze kterých pocházejí respondenti.....	40
Obrázek 7: Počet setkání respondentů s karasem obecným a stříbřítým.....	41
Obrázek 8: Sloupcový graf výskytu karase obecného a stříbřitého dle respondentů v jednotlivých typech ekosystémů.....	42
Obrázek 9: Zaznamenaný úbytek karase obecného a nárůst invaze karase stříbřitého.....	43
Obrázek 10: Smysl ochrany původních druhů ryb (a) a problematické invazní druhy (b) podle respondentů.....	44
Obrázek 11: Úspěšnost poznávacího kvízu.....	45
Obrázek 12: Vzájemný vztah mezi počtem nahrených lokalit a dosaženým počtem bodů v kvízu. Respondenti s více body v kvízu zároveň nahlásili více lokalit výskytu karase obecného a stříbřitého.....	46
Obrázek 13: Vzájemný vztah mezi velikostí obce, ze které pochází respondent a jeho názor na invazní druhy.....	47
Obrázek 14: Vzájemný vztah mezi velikostí obce, ze které pochází respondent a jeho názor na ochranu původních druhů.....	48
Obrázek 15: Bodový graf vztahu mezi velikostí obce a množstvím nahlášených lokalit do projektu.....	49

Obrázek 16: Krabicový graf závislosti mezi velikostí obce a úspěšnosti v kvízu. Tlustá vodorovná čára zobrazuje medián, tenké vodorovné čáry představují rozptyl mezi prvním a třetím kvartilem a „vousy“ představují 95 % konfidenční interval.....	50
Obrázek 17: Krabicový graf závislosti mezi dosaženým počtem bodů v kvízu a tím, zda se respondent setkal s karasem obecným. Tlustá vodorovná čára zobrazuje medián, tenké vodorovné čáry představují rozptyl mezi prvním a třetím kvartilem a „vousy“ představují 95 % konfidenční interval.....	51
Obrázek 18: Vytvořená mapa nahlášených lokalit pro karase obecného a karase stříbrného se současnou a historickou distribucí.....	52

Seznam tabulek

Tabulka 1: Otázky zaměřené na sociodemografické údaje.....	34
Tabulka 2: Otázky zaměřené na zkušenosti respondentů týkající se výskytu karase obecného a karase stříbřitého. Otázky i a ii jsou aktivní, jen pokud na předchozí otázku odpoví respondent „ano“.....	35

Přílohy



Příloha 1: Rozšíření karase obecného v České republice (AOPK ČR, 2023).

Seznam příloh

Příloha 1: Rozšíření karase obecného v České republice (AOPK ČR, 2023).....	95
------------------------------------------------------------------------------------	----