

Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů

**Autorský kolektiv: Pergl J, Dušek J, Hošek M, Knapp M, Simon O, Berchová K, Bogdan V, Černá M,
Poláková S, Musil J, Sádlo J, Svobodová J**

2016



Obsah

1	Úvod	3
1.1	Definice nepůvodních a invazních druhů	3
1.2	Proč invazní druhy sledovat?	5
1.3	Strategie prioritizace	7
1.4	Současné aktivity ve sledování invazních /nepůvodních druhů	7
1.5	Přístupy ke sledování (monitoringu) a hodnocení invazí na globální a na evropské úrovni	9
1.6	Legislativa a obecné pojetí právních nástrojů	15
2	Taxonomické skupiny mapovaných organismů – popis skupin/taxonů	18
2.1	Nepůvodní bezobratlí - Stav poznání o nepůvodních bezobratlých v ČR	19
2.1.1	Dostupná data pro nepůvodní druhy bezobratlých	19
2.1.2	Na jaké skupiny se zaměřit a výběr druhů bezobratlých	20
2.1.3	Suchozemští bezobratlí - Specifikace skupiny:	22
2.1.4	Podzemní bezobratlí	26
2.1.5	Raci a krab	30
2.1.6	Velcí mlži	36
2.2	Ryby	40
2.2.1	Volně se šířící ryby – Stav poznání	40
2.2.2	Ryby závislé na vysazování – Stav poznání	53
2.3	Herpetofauna	65
2.4	Ptáci	68
2.5	Savci	73
2.5.1	Savci v zájmu myslivosti	73
2.5.2	Savci nevyskytující se v ČR	82
2.5.3	Ostatní savci	89
2.6	Vodní a suchozemské cévnaté rostliny	95
2.6.1	Vodní makrofyta	96
2.6.2	Terestrické druhy s výrazným dopadem monitorované a mapované vždy	97
2.6.3	Terestrické druhy s menším dopadem, monitorované doplňkově	97
2.6.4	Biotopem definované druhy ve výsadbách a plantážích mimo intravilán	98
2.6.5	Metody sledování rozšíření a šíření dané skupiny/druhu	98
3	Literatura	103
4	Seznam příloh	119

1 Úvod

Obsahem textu je obecný úvod a dvě metodiky v přílohách „Metodika mapování invazních (vybraných nepůvodních) druhů“ a „Metodika monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů“. V textech je uvedena rešerše a analýza existujících aktivit spojených se sledováním stavu biotopů a druhů ve vztahu k mapování a monitoringu **vybraných nepůvodních a invazních druhů rostlin a živočichů**. Metodiky obsahují soupis metodických přístupů ke sběru a vyhodnocení dat. Rešerše a popisy sběru dat jsou popsány pro jednotlivé skupiny organismů odděleně. Součástí metodiky je vyjádření variant včetně jejich přibližné finanční náročnosti. Varianty obsahují návrh organizace sledování stavu (harmonogram a četnost činností) včetně návaznosti na současné existující aktivity, především sledování stavu biotopů a druhů dle čl. 11 směrnice o stanovištích (Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) a aktivity jiných organizací. Uvedený text má sloužit jako základ pro sledování rozšíření a dynamiky populací vybraných nepůvodních druhů v ČR.

Mapování je zjištění aktuálního rozšíření druhů probíhající zpravidla jednorázovým průzkumem vymezeného území. Cílem mapování je zjistit celkové rozšíření nebo velikost populace na určité geografické úrovni (region, stát, menší území). Souvisejícím termínem je *inventarizace*, která je soupisem a zhodnocením širších skupin na určitém území, např. inventarizace všech rostlinných společenstev, inventarizace všech cévnatých apod.

Monitoring zahrnuje procesy pravidelného a dlouhodobého sledování stavu populací, které mohou, ale i nemusí vést k mapám rozšíření. U monitoringu jde o podchycení změn v rozšíření (na různých škálách) a tak může být založen jen na reprezentativním výběru z populací. Dokonce ani celkové rozšíření nebo velikost populace nemusíme znát.

Základní rozdíl mezi monitoringem a mapováním je tedy v tom, že mapování je jednorázová akce s cílem zjistit, zda se daný fenomén (v našem případě druh) v území vyskytuje či ne (případně v jaké hustotě), zatímco monitoring je pravidelně opakovaný průzkum zjišťující změny v rozšíření či kvalitativních parametrech populací. Těmi může být jak trend ve velikosti populace, tak, např. vnitrodruhová dynamika, nebo rozšiřování areálu druhu.

Předpokládanými uživateli výsledků metodik jsou orgány státní správy (MŽP a ostatní orgány ochrany přírody) a další instituce státní a veřejné správy (např. ÚKZÚZ, MZe, ÚHÚL). Metodik též přispívá k implementaci systému sledování invazních druhů v rámci požadavků Nařízení EP a Rady č. 1143/2014, Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 a dalších potřeb ochrany přírody.

1.1 Definice nepůvodních a invazních druhů

Projekt a jeho výsledky se týká jen nepůvodních druhů, i když některé, v současnosti (expanzně) se šířící druhy by si zasloužily obdobnou pozornost.

Za *nepůvodní* (zavlečené) druhy jsou dle definice považovány ty, které se na dané území dostaly v důsledku činnosti člověka z území, ve kterém jsou původní, anebo přirozenou cestou z území, ve kterém jsou nepůvodní, tj. byly do něj tedy zavlečeny již předtím (Richardson a kol. 2000; Pyšek a kol. 2004).

Terminologie v této metodice je v souladu s terminologií používanou v invazní biologii, kde invazní druh není synonymem druhu s negativním vlivem, ale vychází z ekologického hlediska, tedy schopnosti šíření – druh může být považován za invazní, aniž by vykazoval významný negativní impakt (Daehler 2001, Pyšek a kol. 2004). Z tohoto důvodu, tak abychom zahrnuli i druhy, které nejsou klasifikovány za invazní z pohledu ekologie, v textu používáme termín „vybrané nepůvodní druhy“ místo jednoduššího termínu „invazní druhy“. Klasifikace nepůvodních druhů odpovídá struktuře v Pyšek a kol. 2004 a Pyšek a kol. 2008. Nepůvodní druhy se podle míry zdomácnění dělí na *přechodné zavlečené druhy* (casual species – druh, jehož přežívání v území závisí na opakovaném přísunu diaspor

v důsledku lidské činnosti, pokud se rozmnožuje mimo kulturu, pak pouze přechodně); druhy *zdomácnělé*/ naturalizované (naturalized species/ established species – druh (zavlečený), který se v území pravidelně rozmnožuje po dlouhou dobu a nezávisle na činnosti člověka) a *invazní* druhy (invasive species – naturalizovaný druh, který se v území rychle šíří na značné vzdálenosti od mateřské populace a zpravidla na rozsáhlém území); viz Richardson a kol. 2000, Pyšek a kol. 2004.

Mezi veřejností v ochraně přírody a ve veřejné správě se dosud setkáme se směřováním a záměnami pojmů ve vztahu k invazím. Problémem je i fakt, že termínem „invazní“ se někdy mylně označují i v současnosti se šířící druhy původní, tj. expanzní. Přestože mohou mít podobný negativní dopad jako druhy nepůvodní, zásadně se liší stabilními nikami historicky formovanými dlouhodobou rovnováhou s přirozenými nepřáteli.

Některé definice invazního druhu však zahrnují jako nezbytné kritérium impakt (Davis a Thompson 2001). Podle některých definic (IUCN 2000, IUCN 2002, CBD (článek 8(h)) či „Executive Order“ týkající se invazních druhů (<http://www.epa.gov>) jsou za invazní považovány pouze druhy invadující na přirozených a polopřirozených stanovištích. Z ekologického hlediska však nehraje typ stanoviště roli, druh tudíž může být invazní, i když se vyskytuje pouze na člověkem vytvořených stanovištích (Richardson a kol. 2000). Definice používané v české legislativě a prostředí jsou uvedeny v tabulce 1. V aktuálním nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů se invazním druhem rozumí: nepůvodní druh, u něž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby nebo na ně má nepříznivý dopad.

Tab. 1: Vybrané termíny z legislativy ČR a EU vztahující se k nepůvodním a invazním druhům

dokument	termín	Definice
nařízení EU č. 1143/2014	nepůvodní druh	jakýkoliv živý jedinec druhu, poddruhu nebo nižšího taxonu živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů zavlečený nebo vysazený mimo svůj přirozený areál; patří sem všechny části, gamety, semena, vejce nebo propagule těchto druhů, jakož i kříženci, odrůdy či plemena, které mohou přežít a následně se rozmnožovat
	invazní druh	nepůvodní druh, u něž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, nebo na ně má nepříznivý dopad
	invazní nepůvodní druh s významným dopadem na Unii	invazní nepůvodní druh, jehož nepříznivý dopad je považován za takový, že vyžaduje koordinovanou činnost na úrovni Unie podle čl. 4 odst. 3.
114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny	nepůvodní druh	geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu
Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči	škodlivý organismus	škodlivými organismy jsou jakékoliv druhy, kmeny nebo biotypy rostlin, živočichů nebo původců chorob (například virů, bakterií, hub) škodící rostlinám nebo rostlinným produktům,
Zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon	vypouštění nepůvodních organismů	v § 35, odst. 3 zakazuje „vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprovedených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu“.

Zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství	Nepůvodní druh	Zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství uvádí poněkud neobvyklou definici nepůvodního druhu: „nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem je myšlen geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodá anebo neproověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace“ (§ 2, písm. s).
----------------------------------	----------------	--

Databáze nepůvodních druhů v Evropě DAISIE a její aktualizovaná verze (DAISIE 2009; www.europe-alien.org) uvádí přes 12 tis. nepůvodních druhů. V novější studii van Kleunen a kol. (2015) uvádí, že zhruba 5 tisíc rostlin je někde v Evropě zdomácnělých. Ty lze dále dělit na druhy zavlečené do Evropy z jiných kontinentů a na druhy původní, které jsou v určité části Evropy původní a do jiných částí kontinentu byly zavlečeny (Lambdon a kol. 2008). Poměr mezi těmito skupinami v rámci zdomácnělých rostlin je zhruba 2:1. V ČR v současné době evidujeme celkem 3557 taxonů původních a nepůvodních rostlin (číslo nezahrnuje 604 kříženců; Danihelka a kol. 2012). Z toho je 1454 taxonů (subspezií a hybridů) v ČR nepůvodních, z nich je 469 zdomácnělých a z oněch zdomácnělých je 61 invazních (Pyšek a kol. 2012). Z invazních je však jen 31 označováno za druhy s významným negativním impaktem (Křivánek a kol. 2004).

U živočichů je obdobná analýza složitější díky výrazně náročnějším metodám sledování. Jako příklad lze uvést bezobratlé živočichy, kde je podobná komplexní analýza evropských nepůvodních druhů obtížně proveditelná pro celkový nedostatek informací, malý počet expertů a pro o několik řádů větší taxonomickou pestrost. Zpracovány jsou jen některé skupiny (Vaes-Petignat a Nentwig 2014; Laverty a kol. 2015). Nicméně pro ČR je k dispozici seznam nepůvodních druhů živočichů (Šefrová a Laštůvka 2005) s doplňky z dalších publikací (např. Musil a kol. 2010), který zahrnuje celé spektrum taxonomických skupin. Celkem se uvádí pro ČR cca 600 nepůvodních druhů živočichů, které se vyskytují na území ČR nebo zde byly v minulosti zaznamenány. Mezi nepůvodními bezobratlými druhy početně samozřejmě dominuje hmyz. Z území ČR bylo dosud zaregistrováno asi 28 000 druhů hmyzu, z toho asi 1,8% (490 druhů) je nepůvodních. Naprostá většina těchto druhů hmyzu byla introdukována náhodně, asi 20 druhů, nejvíce z řádu blanokřídlých, bylo vysazeno (nebo je vysazováno opakovaně jako biopreparáty) záměrně za účelem biologické ochrany rostlin. Z uvedeného počtu nepůvodních druhů je více než polovina (249) vázána na uzavřené, v zimě temperované prostory (Šefrová a Laštůvka 2010). Některé ekonomicky významné živočišné druhy jsou monitorovány Státní rostlinolékařskou správou, i když pouze ty, které jsou považovány za karanténní (molice tabáková, bázlivec kukuřičný).

1.2 Proč invazní druhy sledovat?

Introdukce nepůvodních druhů je spolu se změnami kvality stanovišť, změnou klimatu, vzrůstajícím využíváním přírodních zdrojů a znečištěním životního prostředí považována za hlavní procesy, které výrazně negativně ovlivňují světovou biodiverzitu (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Vilà a kol. 2010). Invazní druhy, zavlekané lidmi mimo oblast svého původního výskytu, jsou příčinou mnoha environmentálních a socio-ekonomických problémů. Některé zavlečené druhy snižují diverzitu původních druhů, produkují alergenní pyl nebo přenášejí choroby hospodářských zvířat a pěstovaných rostlin (Pergl 2008). Je třeba zdůraznit, že jen malé množství nepůvodních druhů má takto výrazný negativní vliv, i tak je ale odhad celkových škod způsobených těmito druhy vysoký.

Hrubý odhad založený na datech ze šesti států světa (USA, Anglie, Austrálie, Jižní Afrika, Indie, Brazílie) ukazuje, že náklady spojené s biologickými invazemi (socio-ekonomické škody, náklady na eradikace) činily na počátku století v celosvětovém měřítku zhruba 1,4 bilionu USD, tedy asi 5 % světového HDP (Pimentel a kol. 2002). Pro ČR není celkový odhad nákladů způsobených nepůvodními druhy znám. Křivánek (2006) shrnuje, že v letech 1997–2002 byly náklady na likvidaci invazních a nepůvodních dřevin mimo chráněná území z fondů PPK (program péče o krajinu) 6,6 mil. korun, v NP

České Švýcarsko bylo v letech 2000–2003 do kontroly vejmutovky (*Pinus strobus*) a modřínu (*Larix decidua*) investováno 4,5 mil. korun, a v CHKO Český ráj v roce 2003 450 tis. korun (Pergl 2008). Novější souhrnná data o nákladech v ČR ve větším měřítku bohužel nejsou dostupná kromě nákladů na projekt „Omezování nepůvodních druhů v karlovarském kraji“ (L. Pocová; náklady za omezování bolševníku, křídlatek a netýkavky ve výši cca 80 mil. Kč během tří let) a projektu na omezování křídlatek v povodí řeky Morávky (cca 1 mil. euro na období 2007–2010). 17 milionů Slovenských korun bylo v roce 2008 vynaloženo z operačního programu Životní prostředí na tlumení varoázy na Slovensku (Toporčák 2013).

Přístup k nepůvodním/ invazním druhům komplikuje řada okolností. Některé se týkají samotných organismů a jejich chování. Počet nepůvodních druhů přítomných na našem území stále roste v důsledku jejich záměrného i náhodného zavlékání (Hulme a kol. 2009). Zároveň se v čase mění i jejich chování a tím i to, jak jsou vnímány lidskou společností (Pergl 2008; Pyšek a kol. 2012). Dopady čili impakty zavlečených druhů na biodiverzitu a i socioekonomické aspekty lidské činnosti jsou nejen celkově různorodé, ale u jednotlivých druhů se zásadně liší i šíře jejich spektra. Možná rizika negativního vlivu se tedy zdaleka netýkají jen ohrožení biodiverzity (Kumschick a kol. 2015). Kromě toho jsou mezi druhy značné rozdíly i v aktuální či potenciální síle jednotlivých dopadů.

Míra rozšíření, početnost a pokryvnost jsou hlavní měřítka používaná k posouzení důsledků invaze a pro samotný management. Je zřejmé, že u druhů, které tvoří dominanty ve společenstvech, se jejich případný negativní vliv identifikuje snadno. Nicméně i u druhů, které se vyskytují roztroušeně, může být vliv významný, i když nikoliv lehce zjištělný a viditelný. To platí např. pro hybridizaci s původními druhy – místy vedoucí až k vymizení vzácných, specializovaných poddruhů a variet (Parker a kol., 1999). Navíc jsou společností vnímány samozřejmě mnohem více invaze patogenů, způsobujících infekce, výskyt alergenních rostlin, či výskyt hospodářských škůdců nebo druhů, které ovlivňují rekreační využití. Vnímání dopadu však není vždy jednoznačné. A to jak místně (např. městská zeleň vs. invaze dřevin ve stepních lokalitách) tak i mezi různými zájmovými skupinami (např. lesníci, myslivci, ochrana přírody). Problém je, že i z hlediska ochrany přírody je třeba mít možnost určitým způsobem jednotlivé druhy porovnat. Potřebujeme vyčíslit náklady spojené s výskytem jednotlivých nepůvodních druhů, aby byla zajištěna účinná alokace zdrojů na jejich management. A zároveň je nutné vzít v potaz, že zavlečené druhy nemusí mít jen negativní vliv a v případném hodnocení zahrnout i tuto skutečnost.

Priority managementu by měly být nastaveny s ohledem na invadované plochy a cílové druhy za využití dat z mapování rozšíření druhů dotčených možným managementem a s ohledem na dostupné finanční a časové zdroje (např. Pergl a kol. 2016a,b). Není cílem ochrany přírody a ani v jejích možnostech zajistit kompletní likvidaci všech invazních druhů na celém území ČR. Prioritami managementu jsou tedy:

- 1) lokality pro ochranu přírody (MZCHÚ, ÚSES, výskyty v ZCHÚ) a vybrané nepůvodní druhy;
- 2) vybrané druhy likvidované plošně z důvodu zdravotních rizik či hospodářských škod.

U obou skupin, a u první skupiny zvláště, je přesto důležité mít v rámci monitoringu představu o chování jednotlivých druhů i mimo ZCHÚ. Je to zejména z toho důvodu, že suburbánní stanoviště jsou místy, kam nepůvodní druhy přednostně pronikají jako na uvolněné niky a odkud se dále šíří. Důležité je věnovat pozornost druhům využívaným zejména v lesnictví, zemědělství, pro energetické účely a k biologickým rekultivacím, a především likvidaci ukončených kultur (plantáží).

Další důležitou oblastí je akvaristický a teraristický obchod, kde je ČR největším importérem raků v EU (zejména dovozy z Asie) (Patoka a kol. 2016) a patří také k významným importérům želv (Kopecký a kol. 2013). Podle publikovaných zjištění z reprezentativního sociologického průzkumu je řada druhů chovateli vypouštěna do volné přírody (Patoka a kol. 2014). V návaznosti na dovoz živých okrasných bezobratlých a ryb je dokumentován nechtěný dovoz i celé řady taxonomických skupin drobných a mikroskopických přisedlých organismů (Patoka a kol. 2016).

1.3 Strategie prioritizace

Pro nakládání s nepůvodními druhy je potřeba jednotná strategie, které musí předcházet důkladná analýza jejich vlastností, zhodnocení jejich vlivů na přírodu i společnost a rozvaha budoucích rizik a našich možností, jak na ně reagovat (viz. Pergl a kol. 2016b). Skupiny druhů a jejich rozřazení musí být z praktických důvodů dostatečně jednoduché a přehledné a musí být dostatečně robustní. Zároveň však je třeba, aby se rozlišovalo mezi jednotlivými skupinami druhů a reflektovalo i odlišnosti mezi invadovanými stanovišti. Klasifikace nepůvodních druhů (Blacklist ČR, Pergl a kol. 2016b,d) byla stejně jako např. pro návrh standardů pro management nepůvodních druhů rostlin (Pergl a kol. 2016c) v této metodice použita jako výchozí (více kapitoly pro jednotlivé skupiny druhů). Současně dostupná klasifikace nepůvodních druhů v ČR (Blacklist ČR) se zabývá pouze tříděním druhů s tím, že monitoring a skutečné rozšíření je jen hrubě rozděleno.

Mnohé nepůvodní organismy v naší přírodě totiž působí v některých ohledech nepříznivě, ale v jiných přináší užitek, takže jsou z lidského hlediska vnímány pozitivně (např. okrasné rostliny, zemědělské plodiny, užitková zvířata). Proto je, pro plánování vhodného managementu a pro prioritizaci zásahů, zejména u druhů kde je uveden “stratifikovaný přístup” v Blacklistu ČR důležité znát rozšíření na území ČR. Zde se opět ukazuje nutnost znát rozšíření druhů nejen v zájmových oblastech ochrany přírody.

Kromě samotného sledování rozšíření je vhodné provádět monitoring provedených zásahů na likvidaci/redukci nepůvodních druhů (úspěšnost, vynaložené náklady) z důvodů vyhodnocení efektivity vynaložených nákladů (Pluess a kol. 2012a,b). Monitoring pak musí zahrnovat kontrolu průběhu prováděných prací, dodržování metodik a časového harmonogramu. Účinnost zásahu je třeba kontrolovat i po samotném zásahu a několik následujících let a v případě potřeby zásah zopakovat. Dosavadní hodnocení účinnosti zásahů chybí. Částečně bylo například provedeno v projektu na omezování bolševníku a křídlatky v Karlovarském kraji (L. Pocová, osobní sdělení) a je výjimečně dostupné pro další druhy a oblasti (hl. m. Praha, akát; některá CHÚ, vlčí bob – Šumava, šťovík alpský – KRNP, akát – Podýjí, borovice vejmutovka – NP České švýcarsko) a nepřímo obecným vyhodnocováním změny areálu druhů v rámci AOKP ČR (K. Chobot, osobní sdělení, Nálezová databáze ochrany přírody). Nicméně není bohužel obecně popularizováno. Naopak celá řada druhů, jejichž příkladem může být klestík včelí (*Varroa destructor*) se plošně rozšířila a působí velké ekonomické ztráty přes systematickou a organizovanou snahu o plošnou eradikaci, která je však z řady ekologických i sociologických příčin neúčinná (Gruna 2015)

Z dostupných informací se zdá, že nejlepší informační systém na shromažďování dat o managementu obhospodařuje AOKP ČR. Nicméně data o projektech a následném monitoringu tam nejsou zadávána systematicky. Navíc přístup do tohoto systému není pro organizace mimo AOKP ČR využíván a doposud také není široká poptávka po univerzálním systému evidence managementu. Prioritně by se tedy měly sledovat druhy významné pro EU a druhy uvedené na národním seznamu. Získané informace by měly být postoupeny na informační portál dle článku 25 nařízení 1143/2014.

1.4 Současné aktivity ve sledování invazních /nepůvodních druhů

Nepůvodní druhy jsou v současné době monitorovány různými organizacemi a zájmovými skupinami (viz detailní popis u jednotlivých druhových skupin). Kromě ÚKZÚZ, které má za úkol monitorovat cíleně některé vybrané nepůvodní druhy, je monitoring a mapování (dále monitoring) nepůvodních druhů vždy součástí jiných aktivit a monitoringu všech druhů. Monitoring je dále nejčastěji zaměřen na vybraná území a stanoviště. AOKP ČR se zaměřuje na mapování biotopů na stanovištích přírodě blízkých (mapování biotopů či monitoring evropsky významných biotopů), ÚKZÚZ na více méně zemědělské pozemky, ÚHÚL na lesní porosty. Monitoring nepůvodních druhů rostlin lze rozdělit na monitoring de novo (terénní sledování organizované AOKP ČR) a shromažďování dat od dalších organizací a nesystematicky od jednotlivců. AOKP ČR dále spravuje portál pro informace o invazních druzích (www.invaznidruhy.nature.cz) a mobilní aplikaci pro sběr dat v terénu - BioLog.

Kromě státem řízeného monitoringu zde probíhá celá řada lokálních monitoringů např. pro účely měst a obcí, dále lokálních případových studií v rámci univerzitního vzdělávání. Na úrovni státu je jednou z aktivit zahrnující i sledování výskytu nepůvodních druhů portál www.biolib.cz (ze sousloví Biological Library; mapování je jednou z více aktivit portálu). Do tohoto portálu přispívají dobrovolně jednotliví profesionální monitorovatelé stejně jako amatéři.

U rostlin je významným zdrojem informací monitoring vybraných ploch formou fytocenologických snímků. V případě fytocenologických snímků digitalizovaných v programu Turboveg (naprostá většina) jsou tyto údaje ve většině případů v relativně krátké době převedeny do Národní fytocenologické databáze (ČNFD, Chytrý a Rafajová 2003). Dále existují, ale nejsou vždy v centrálních databázích podchyceny jednorázové, tj. nesystematické sběry dat (např. inventarizační průzkumy neorganizované AOPK ČR). Tyto průzkumy jsou obvykle různorodé a liší se značně v množství zaznamenávaných informací. Dále existují a opět dosud nejsou centrálně podchyceny speciální databáze zaměřené na sledování výskytu některých skupin organismů, jako jsou například plošné monitoringy vodních bezobratlých (sledování zoobentosu pro účely hodnocení ekologického stavu dle Rámcové směrnice o vodě (2000/60/ES; ARROW provozovaný ČHMÚ), fykologické databáze (např. <http://www.sinicearasy.cz>), a některé veterinární a rostlinolékařské databáze nebo systémy pro jednotlivé významné IAS, jako např. systém sledování výskytu roztoče *Varroa destructor* (Výzkumný ústav včelařský, s.r.o.) či slunéčka východního (PřF JČU). Rešerše existující literatury (včetně šedé, projektových zpráv a popularizační) je také nezachycena.

Příkladem rozsáhlého, státními orgány koordinovaného, monitoringu je “sledování stavu (monitoring) biotopů, resp. přírodních stanovišť”. To vychází ze směrnice o stanovištích. Česká republika, resp. orgán ochrany přírody, má za povinnost (podle Zák. č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, § 45f) sledovat stav evropsky významných lokalit (včetně ptačích oblastí), evropsky významných druhů a jednotlivých typů evropských stanovišť. Sledování stavu biotopů probíhá ve dvou úrovních. V první úrovni probíhá aktualizace vrstvy mapování biotopů (VMB), tj. dvanáctiletý cyklus obnovy původní vrstvy mapování biotopů. První aktualizací cyklus byl zahájen v roce 2007. Ověřuje se výskyt a stav všech přírodních biotopů podle VMB, a aktualizují se (zaznamenávají se jejich nové výskyty). Druhou úrovní sledování stavu biotopů je monitoring přírodních stanovišť na trvalých monitorovacích plochách (TMP), zahájený v roce 2009. Cílem monitoringu přírodních stanovišť je sledování změn vegetace v dlouhodobých periodách metodou fytocenologických snímků. Nelesní habitaty se sledují v šestiletých periodách, v případě lesních habitatů je cyklus dvanáctiletý (Vydrová a kol. 2014).

Dalším významným monitoringem jsou aktivity ÚKZÚZ (viz provádění monitoringu invazních rostlin a opatření při zjištění jejich výskytu; metodický postup SRS A/OMIOR/2/2012). Invazními rostlinami v rámci tohoto metodického postupu se rozumí druhy zařazené do přílohy č. 8 k vyhlášce č. 15/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů spolu s dalšími druhy, které vykazují charakteristiky invazních rostlin. Nově se nad rámec vyhlášky, monitoruje výskyt ambrosie peřenolisté (*Ambrosia artemisiifolia*) a klejichy hedvábné (*Asclepias syriaca*). Pro uvedené druhy jsou v metodice ÚKZÚZ vymezeny biotopy, kde je monitoring primárně prováděn. Přestože je zde překryv s aktivitami AOPK ČR, nedochází k pravidelné výměně informací o sledovaných druzích.

Většina existujících monitoringů se zabývá přírodními či přírodě blízkými biotopy. Pro nepůvodní druhy, jak bylo uvedeno výše, jsou však důležitá i přírodě vzdálená stanoviště. Navíc pro některá stanoviště jsou v závislosti na charakteru invadovaného území (intravilán, suburbie, přírodní prostředí) u některých druhů doporučena různé managementové zásahy (např. tolerance výsadeb v parcích a zastavěném území, kde historicko-krajinářské aspekty významně přesahují zájmy ochrany přírody). Protože VMB byla původně vytvořena jako podklad pro vymezení lokalit soustavy Natura 2000, poskytuje informace jen o výskytu a kvalitě přírodních a přírodě blízkých biotopů na celém území ČR. Avšak pro nepůvodní druhy klíčová stanoviště, biotopy silně ovlivněné VMB mapována nejsou a pokud ano, pak jen v případech, kdy sousedí s přírodními biotopy. Protože však je nutné znát výskyt všech ekosystémů (i přírodě velmi vzdálených), vznikla tzv. “konsolidovaná vrstva ekosystémů”, která zahrnuje jak vrstvu mapování biotopů (VMB – přírodě blízké biotopy), tak i plochy přírodě vzdálené

a která pokrývá celé území republiky s dostatečnou podrobností (Hönigová a Chobot 2014). Tato vrstva je tedy vhodným podkladem pro monitoring nepůvodních druhů.

Nařízení EU č. 1143/2014 uvádí povinnost monitorovat vybrané druhy (invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii). Část z těchto druhů je již monitorována ÚKZÚZ. V této metodice proto kombinujeme EU seznam se seznamem vybraných nepůvodních druhů ČR (Pergl a kol. 2016b,d) tak, aby byly monitorovány všechny druhy významné pro EU a ČR. Do návrhu seznamu pro monitoring jsou zahrnuty také druhy dosud se v ČR nevyskytující či dosud v přírodě nezdомácnělé.

1.5 Přístupy ke sledování (monitoringu) a hodnocení invazí na globální a na evropské úrovni

Svět

Existuje minimálně 8 světových konvencí, které mají určitou spojitost s invazními nepůvodními druhy (Invasive Alien Species, IAS):

- Convention on Biological Diversity (CBD) **přijata: 1992; platná od: 1993**
- Convention on Migratory Species of Wild Animals (CMS or Bonn Convention) **přijata: 1979; platná od: 1983**
- Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES or Washington Convention) **přijata: 1973; platná od: 1975**
- International Convention for the Control and Management of Ships's Ballast water and Sediments **přijata: 2004**
- United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS) **přijata: 1982; platná od: 1994**
- Convention on the Law of Non-navigational Uses of International Watercourses **přijata: 1997**
- The Convention on Wetlands (Ramsar Convention) **přijata: 1971; platná od: 1975**
- International Plant Protection Convention (IPPC) **přijata: 1951; platná od: 1952; aktualizována: 1987**

Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD)

Aktualizovaná úmluva z roku 2010 obsahuje mimo jiné:

Aichi Target 9 of the Convention of Biological Diversity's Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020

Do roku 2020 budou identifikovány a prioritizovány invazní druhy a cesty jejich šíření. Prioritní druhy budou kontrolovány a eradikovány. Budou aplikována managementová opatření k jejich introdukci či zabydlení.

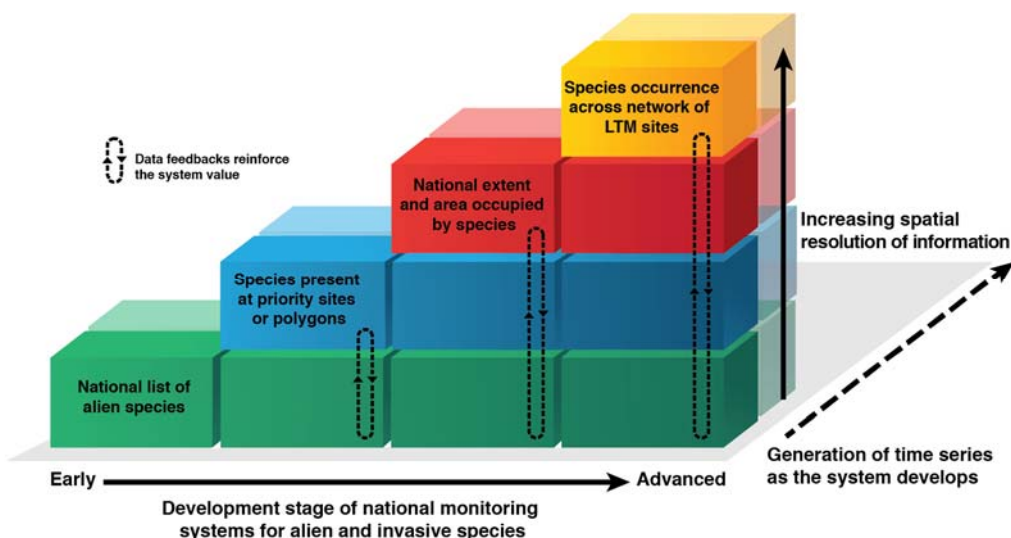
Implementace konvence na národní úrovni probíhá za pomoci NBSAPs - National Biodiversity Strategies and Action Plans (článek 6). Konvence po jednotlivých zemích vyžaduje připravit národní strategii biodiversity a zajistit její začlenění do plánování a činností všech odvětví, které mohou mít dopad na biodoversitu. K dnešnímu datu tak učinilo 185 ze 196 zemí. 63 zemí zařadilo do své strategického akčního plánu Aichi Target 9, z toho 14 zemí evropských.

Většina současných aktivit týkajících se invazních nepůvodních druhů souvisí s naplňováním cílů CBD. Pro monitoring stavu biodiverzity byly navrženy tzv. Essential Biodiversity Variables (EBVs) (Pereira a kol. 2013), jejichž struktura umožňuje zohlednit náročnost sběru dat a finanční možnosti jednotlivých států tak, aby získaná data byla srovnatelná mezi regiony. Úpravou EBV pro podmínky biologických invazí (Essential Variables for Invasion Monitoring, přijato k tisku v Biological Conservation, Latombe a kol. 2016; tab. 2) je snaha vytvořit pozorovací a monitorovací systém pro biologické invaze. Použitím tohoto přístupu mohou jednotlivé země identifikovat a upřednostnit invazní druhy a jejich cesty a smysluplně přispívat k plnění Aichi cíle 9 (Latombe a kol. 2016).

Tabulka 2: Základní indikátory pro monitoring invazí. Převzato z Latombe a kol. 2016.

Základní údaje pro monitoring invazních druhů						
Zdroj	Základní údaje	Způsob pozorování	Způsob sběru (atributy)	Příklady údajů a indikátorů	podůrných údajů	
In-situ data	1. Výskyt invazního druhu (McGeoch a Latombe, 2016)	Verifikované pozorování druhu (prezence/absence) v území s určeným koordinátem nebo vymezením území, popřípadě vymezení jako geopoliticky vymezeného území.	Seznam sledovaných lokalit s uvedením zda se jedná o prezenci nebo absenci druhu	Nezbytné údaje 1 a 2: - areál invazního druhu - dostupné inventarizace invazního druhu na úrovni státu i lokalit - Počet invazních druhů na úrovni lokality, areálu či státu (nebo jinak vymezené geopolitické jednotky - Trendy a počty invazních druhů - rychlost či míra rozmnožování - Status druhu s ohledem na stupeň naturalizace druhu v území (Blackburn a kol., 2011) - systém varování založený na predikcích jaké invazní druhy mohou být v daném území předpokládány z hlediska invaze v budoucnu	základní údaje	
	2. Statut invazního druhu (McGeoch a kol., 2012)	Znalost přirozeného areálu druhu dostupného v publikovaných zdrojích včetně případné absence v původním areálu včetně důvodů, a regionální genotypy	Rozdělen na původní/invazní pro každý záznam druhu který může být použit pro určení jeho areálu			
Ex-situ informace	3. Vliv invazního druhu (Blackburn a kol., 2014)	Transparentní a opakovatelný systém pro klasifikaci invazních druhů ve smyslu současného a potenciálně maximálního vlivu druhu na globální úrovni včetně škodlivosti pro ovlivněné ekosystémy	Invazní druh zařazený do jedné z pěti kategorií "vlivu" dle standardizované klasifikace (Hawkins a kol., 2015)	- Počet druhů v jednotlivých kategoriích dle míry dopadu na lokalitu/ zájmové území - Trendy invazních druhů s největším negativním vlivem - Seznam invazních druhů pro zahrnutí do strategií a jejich management		

Z tabulky 2 je vidět důraz kladený na znalost rozšíření jednotlivých nepůvodních druhů, jejich invazní status a dopad na prostředí. Podle dostupnosti prostředků, pak lze rozšiřovat množství zaznamenávaných údajů (viz obr. 1).



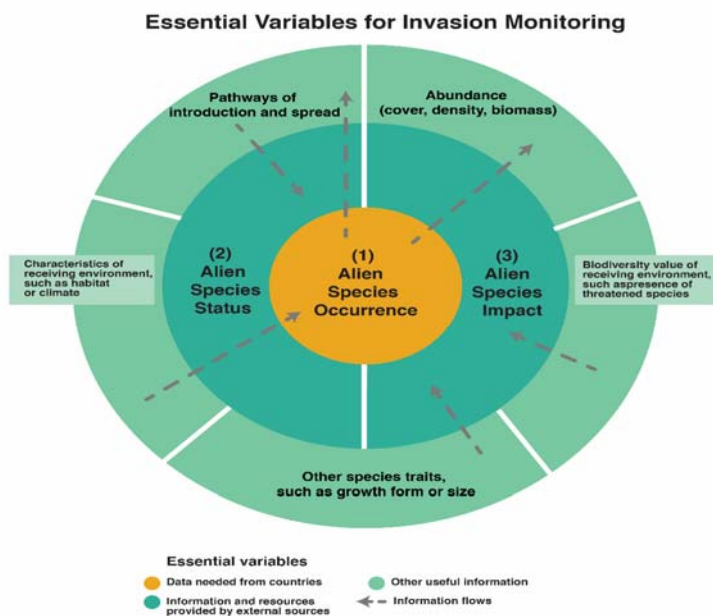
Obr. 1: - Modulární přístup k monitoringu národních systémů pro sledování biologických invazí (podle Latombe a kol. 2016).

Pro sledování změn ve velikosti problému, jeho dopadu na biodiversitu a účinnost úsilí při řešení problému biologických invazí je potřeba **opakované a průběžné sledování** daných indikátorů pro nepůvodní druhy (národní seznam -> seznamy druhů v klíčových oblastech -> rozsah invaze -> inventarizace trvalých ploch) v průběhu času (Genovesi a kol. 2013).

Dále je třeba sledovat základní proměnné pro monitoring invazí (Essential variables for invasion monitoring) (obr. 2).

- 1) přítomnost druhu (data potřebná z každé země)
- 2) status druhu (informace z externího zdroje)
- 3) impakt druhu (informace z externího zdroje)

Ostatní užitečné informace, které je vhodné zaznamenat, jsou (způsoby zavlékání a šíření, abundance, vlastnosti druhu - růstová forma či velikost, charakteristika invadovaných habitatů, biodiverzita invadovaného prostředí - prevalence ohrožených druhů).



Obr. 2 - Základní proměnné pro monitoring invazí

Jedním ze **základních požadavků** pro jednotlivé státy k postupnému plnění cílů Aichi 9 je tedy inventarizace invazních druhů přítomných na území státu.

Příklady nálezoových databází z různých zemí světa:

Cookovy ostrovy – online database s výskytem druhů. <http://cookislands.bishopmuseum.org/>

Irsko – online portál k invazním druhům; výskyty a informační zdroje. <http://invasivespeciesireland.com/alien-watch/records/>

Jihoafrická republika – seznam invazních druhů a seznam druhů, které nesmí být do země introdukovány. <http://www.invasives.org.za/>

Austrálie – Atlas Of Living Australia (363 IAS). <http://www.ala.org.au/>

Norsko - The Norwegian Biodiversity Information Centre (NBIC). Dobrý příklad spolupráce NGOs, vládních organizací a dobrovolníků. <http://www.biodiversity.no/Pages/135426>

Belgie - Harmonia - an information system dedicated to alien species threatening native biodiversity in Belgium and in neighbour areas. <http://ias.biodiversity.be/species/all>

Evropská Unie

V rámci EU se jedná ve vztahu k monitoringu IAS zejména o Strategii EU 2020 a nařízení EK č. 1143/2014. K IAS se vztahují i další nařízení, jejichž roli zde zmiňujeme.

Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020 (EU 2020 Biodiversity Strategy)

V květnu 2011 Evropská komise přijala novou Strategii pro činnost EU v příštích deseti letech, která formuluje rámec akcí EU zaměřených na dosažení hlavního cíle v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020, který si určili vedoucí představitelé EU v březnu 2010. Odráží se v ní závazky přijaté EU v roce 2010 v rámci mezinárodní Úmluvy o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD).

Cíl 5: Boj proti nepůvodním invazním druhům

Do roku 2020 budou identifikovány nepůvodní invazní druhy a způsoby jejich šíření a stanoveny priority v této oblasti. Prioritní druhy budou předmětem kontroly nebo eradikace a zajistí se dohled nad způsoby jejich šíření, aby se zabránilo zavlečení a uchycení nových nepůvodních invazních druhů.

Nařízení EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlečení či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (Regulation 1143/2014 on invasive alien species)

Jeden z nejvýznamnějších právních aktů v rámci EU pro ochranu přírody, sjednocuje přístup EU v managementu invazních druhů účinný od ledna 2015. Ve vazbě na implementaci tohoto aktu bude muset být aktualizována národní legislativa všech členských států. Toto nařízení je v souladu se Strategií EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020 a bude pomáhat naplnit cíl 5 této Strategie.

Nařízení Evropské unie (EU) 1143/2014 o invazních druhů (IAS) stanovuje celounijní rámec pro prevenci, minimalizaci a zmírnění nepříznivých účinků IAS na biologickou rozmanitost. Jelikož invazních nepůvodních druhů existuje značné množství, je důležité zaručit prioritu dílčímu souboru invazních nepůvodních druhů, které jsou považovány za invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii. Proto by měl být **vypracován a pravidelně aktualizován seznam** těchto invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (dále jen „unijní seznam“).

Nařízení zahrnuje **tři typy opatření**, která následují mezinárodně uznávané hierarchické přístupy v boji s IAS: a) prevence, b) včasné varování a okamžitá odpověď a c) management již introdukovaných invazních druhů.

Již byl vytvořen první seznam druhů s významným dopadem na Unii (37 druhů). V současné době se seznam aktualizuje. Vzhledem k rozdílným zájmům jednotlivých členských států a profesních skupin seznam v současné době neobsahuje některé problematické druhy pro ochranu přírody (Pergl a kol. 2016). Proto je třeba jej kombinovat s národními seznamy.

Implementace nařízení je podporována **komisí** sestavenou reprezentanty všech členských států. Odborné poradenství zajišťuje **vědecké fórum** se zástupci vědecké komunity, kteří jsou jmenováni členskými státy. Byla sestavena **pracovní skupina (WGIAS)** jako podskupina Coordination Group on Biodiversity and Nature. Implementace Nařízení je podporována informačním systémem - European Alien Species Information Network (**EASIN**), který vychází z úspěšného projektu DAISIE. V informačním systému jsou shromažďovány informace o rozšíření a zpusobech zavlékání.

Finanční podpora: LIFE, Horizon 2020, Rozvoj venkova 2014 - 2020, Regionální rozvojový fond.

Příklady realizovaných projektů LIFE:

SciuriousLIFE - Sciuriosity - Evolving IAS grey squirrel management techniques in the UK.

http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPagean_proj_id=5344

MIRDINEC - Management of the invasive Raccoon Dog (*Nyctereutes procyonoides*) in the north-European countries

http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPagean_proj_id=3784

Indikátory

V posledních letech došlo ke značnému pokroku ve vývoji indikátorů popisujících nepůvodní druhy. Kromě již zmíněných globálních doporučení pro sběr dat o invazních a nepůvodních druzích, v roce 2010 Global Biodiversity Outlook 3 (CBD 2010) představil indikátor **Cumulative number of alien species**, který byl použit k měření postupu v plnění cílů Biodiversity 2010.

Biodiversity Indicators Partnership vyvinul další IAS indikátory pro sledování progresu ve snaze dosáhnout cíle Aichi 9 CBD. Mezi ně patří např. indikátor **Abundance of invasive alien species**, jehož cílem je monitorovat trend IAS na národní úrovni. Vedoucí agentura je GISP (The Global Invasive Species Programme), za spolupráce IUCN. Na evropské regionální úrovni přebírá činnost relevantního indikátoru Iniciativa SEBI2010.

Rovněž mezi patnácti hlavními EU indikátory biodiverzity (SEBI 2010) nalezneme indikátor věnující se nepůvodním druhům. Jedná se o indikátor **Number and cost of Invasive alien species**. Na základě průzkumu dostupných dat u něho byly identifikovány čtyři oblasti pro rozvoj: 1) cumulative list of alien species, 2) worst invasive species of Europe, 3) cost of invasive alien species, 4) awareness of invasive alien species and management plans in place.

EEA publikovala v roce 2010 indikátor **SEBI 10 Invasive alien species in Europe**. Tento indikátor se skládá ze dvou základních složek. 1) Cumulative number of alien species in Europe since 1900, která ukazuje trendy druhů, které se mohou stát druhy invazními a 2) Worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe, což je seznam invazních druhů s prokázaným negativním dopadem (EEA 2012).

Pro Evropu tedy existují dva významné seznamy invazních druhů: SEBI (Worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe) a DAISIE (100 of the worst invasive species). Ze seznamu DAISIE je v ČR přítomno 40 druhů: 2 patogeny; 10 *přechodně zavlečených*; 5 *zdomácnělých* (bez invazních) (4 obratlovci, 1 rostlina) a 23 *invazních* (9 bezobratlých, 4 obratlovci a 10 rostlin). Ze seznamu SEBI (166 významných nepůvodních druhů) je v ČR udáváno celkem 64 druhů: 2 patogeny; 9 *přechodně zavlečených*; 13 *zdomácnělých* (bez invazních) (1 bezobratlý, 10 obratlovců a 2 rostliny) a 40 *invazních* (14 bezobratlých, 5 obratlovců a 21 rostlin) (Zedek a kol. 2010).

Na základě vládních potřeb, předchozích prací na globální úrovni a sadě indikátorů biodiverzity vytvořených v roce 2010 (EEA 2012) sestavil Rabitsch a kol. (2016) sadu šesti **Alien species indicators for Europe**, které zachycují komplementární aspekty biologických invazí v Evropě:

- 1) A combined index of invasion trends
- 2) Pathways of invasions
- 3) Red List Index
- 4) Impacts on ecosystem services
- 5) Trends in livestock disease

6) Costs of management and research

Obdobně využívané indikátory má CBD. Jde o **Indicators for the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets** (CBD 2016).

- 1) Trends in invasive alien species pathways management
- 2) Trends in policy responses, legislation and management plans to control and prevent spread of invasive alien species
- 3) Trends in incidence of wildlife diseases caused by invasive alien species
- 4) Trends in number of invasive alien species
- 5) Trends in the economic impacts of selected invasive alien species
- 6) Trends in the impact of invasive alien species on extinction risk trends

Vláda Velké Británie používá indikátor **Počet IAS přítomných v různých taxonomických skupinách** (uvedeno v kartě GISP indikátoru).

Jednotlivé země

Evropská komise si nechala zpracovat srovnávací posouzení stávajících politik na invazní druhy v členských státech EU a ve vybraných zemích OECD (EC 2011). Pro každou zemi je uvedeno, který zákon se dotýká invazních druhů a dále je zde pro každou zemi zpracováno 9 základních okruhů: A) definition IAS, B) prevention, C) early warning and rapid response, D) control, management a end ecological restoration, E) financing instrument, F) strategy development, G) capacity building, H) awareness-raising and engagement, I) interbational cooperation.

Internetové databáze a důležité zdroje informací (indikátory, mapy rozšíření atd.)

- BIP - Biodiversity Indicator Partnership. *Indikátory vytvořené pro potřeby Úmluvy pro biologické rozmanitosti*; <http://www.bipindicators.net/>
- BISE - Biodiversity information system for Europe. *Pro jednotlivé státy EU je zde text k Target 5 - Combat Invasive Alien Species a odkazy na místní agentury, publikace, národní reporty CBD atd.*; <http://biodiversity.europa.eu/countries>
- CABI - The Invasive Species Compendium (CABI). *Encyklopedický internetový zdroj o biologii a managementu jednotlivých druhů*; <http://www.cabi.org/isc/>
- CBD - Convention on Biological Diversity. *Úmluva o biologické rozmanitosti*; <https://www.cbd.int/>
- Conservation Evidence. *Soubor zdrojů pro management založený na vědeckých základech. Obsahuje možnost filtrovat řešerše*; <http://www.conservationevidence.com/>
- DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. *Informace o rozšíření, impaktu nepůvodních druhů Evropy*; <http://www.europe-aliens.org/>
- DIVERSITAS - International programme of biodiversity science. *Mezinárodní program zaměřený na výzkum biodiversity*. <http://www.diversitas-international.org/>
- EASIN - European Alien Species information Network. *Projekt výzkumného centra EK - katalog shromažďující informace o rozšíření nepůvodních druhů v Evropě*; <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>
- EC - European Commission -> Environment -> Invasive Alien Species. *Oficiální stránky sekce zaměřené na invazní druhy*; http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm
- EEA - European Environment Agency. *Data, publikace, indikátory Evropské agentury ro ochranu životního prostředí*; <http://www.eea.europa.eu/highlights/assessing-biodiversity>
- EIONET - Central Data Repository. *Systém EIONET Evropské komise. Pro každou zemi je zde řada dokumentů včetně vyhodnocení k akčnímu plánu. Cesta k akčnímu plánu: CDR Slovakia European Union (EU) ... Information on EU ... Final Biodiversity ...*; <http://cdr.eionet.europa.eu/cz/eu/bap>
- ERNAIS - *Databáze expertů pro invaze ve vodním prostředí*; <http://www.reabic.net/ERNAIS.aspx>
- ESENIAS - *Databáze nepůvodních druhů v jižní a východní Evropě*; www.esenias.org
- GBIF - Global Biodiversity Information Facility (GBIF). *Informační zdroj shromažďující informace o biodiverzitě na dobrovolné bázi*; <http://www.gbif.org/>

- GIASIP - The Global Invasive Alien Species Information Partnership (GIASIP). *Portál sloužící k výměně informací mezi smluvními stranami CBD ohledně invazních druhů s důrazem na plnění souvisejících cílů Aichi*; <http://giasipartnership.myspecies.info/en>
- GISD - Global invasive species database. *Zdroj informací o invazních druzích spravovaný Mezinárodní unií na ochranu přírody IUCN*; <http://www.iucngisd.org/gisd/>
- GISIN - Global Invasive Species Information Network. *Zdroj informací o expertech na problematiku invazních druhů*; http://www.gisin.org/DH.php?WC=/WS/GISIN/GISINDirectory/home_new.htmlaWebSiteID=4
- GRIIS - Invasive Species Specialist Group. *Stránka pro účely odborné skupiny na registraci invazních a introdukovaných druhů*; <http://www.griis.org/>
- Invasive Alien Species Indicator – *Návrh indikátoru na měření vlivu invazních druhů*; <http://academic.sun.ac.za/iasi/index.asp>
- ISSG - Invasive Species Specialist Group - *Stránka odborné skupiny vzniklé v rámci Komise na ochranu druhů pod Mezinárodní unií na ochranu přírody (IUCN)*; <http://www.issg.org/publications.htm#worst100>
- MOL - The Map of Life. *„Mapa života“ se pokouší na základě dodaných informací zobrazovat výskyt a pestrost živých organismů na platformě Google Maps*; <http://www.mol.org/>
- NOBANIS - The European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). *Evropská databáze invazních druhů včetně podrobných informací o každém významném druhu*; <https://www.nobanis.org/>
- REABIC - Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre - The Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre (REABIC). *Stránky institutu založeného jako virtuální instituce s rozsahem Evropa – Asie*; <http://www.reabic.net/index.aspx>
- SEBI 2010 - Pan European initiative, SEBI 2010 (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators), *Aktivita Evropské komise – Evropské indikátory biodiverzity*; <http://www.bipindicators.net/nationalindicatordevelopment/indicatorinitiatives/sebi2010>

1.6 Legislativa a obecné pojetí právních nástrojů

Změna právní úpravy i celkového systému přístupu k nepůvodním a invazním nepůvodním druhům je vnímána již delší dobu jako potřebná a je proto zahrnuta v cílech a opatřeních Státní politiky životního prostředí 2012-20 (cíl 3.2.3), Státního programu ochrany přírody a krajiny (opatření D8) i Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016 – 2025 (cíl 2.3.). Legislativní možnosti prevence zavlékání nepůvodních druhů v Evropě a v České republice jsou nejlépe zavedené u škodlivých organismů v zemědělství a lesnictví, kde první úmluva (Mezinárodní úmluva o ochraně rostlin) pochází již z roku 1951 (Šíma 2008). V ochraně přírody se nepůvodní druhy staly předmětem zájmu až později (Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry - Bern 1979; Úmluva o biologické rozmanitosti - Rio de Janeiro 1992). Tyto předpisy obecně říkají, že smluvní strany mají „přísně kontrolovat vysazování druhů, které nejsou v daném místě původní“. Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře upravuje nakládání a kontrolu využívání nepůvodních druhů, včetně požadavku na hodnocení jejich rizika, avšak původnost je brána v celoevropském kontextu.

V právním řádu České republiky je problematika nepůvodních druhů řešena poměrně obecně a prevence, monitoring, tvorba systémů včasné detekce a další principy doporučené ve výše zmíněném dokumentu k Úmluvě o biologické rozmanitosti nemají z větší části v naší legislativě přímou oporu. Z hlediska ochrany přírody je klíčový § 5 odst. 4, zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, který říká, že „záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodářství podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy“, přičemž toto ustanovení zároveň definuje nepůvodní druh takto: „geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“ Z dalších zákonů a vyhlášek se nepůvodních a invazních druhů dotýká především zákon

č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a související vyhlášky, částečně i zákon o lesích č. 289/1995 Sb. (§ 32 odst. 1), zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství (který se týká i vodních rostlin), zákon č. 128/2000 Sb. o obcích a i zákon č. 78/2004 Sb. o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty (Šíma, 2008).

V legislativě ČR je pro management invazních druhů využitelný pouze seznam druhů monitorovaných Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (dříve SRS; zák. č. 326/2004 Sb. a příloha č. 8 vyhlášky č. 215/2008 S.), ale i ten se invazních organismů dotýká jen okrajově. Dále existuje standard AOPK ČR „Likvidace vybraných invazních druhů rostlin (včetně následné péče o lokality)“, který popisuje situace, za jakých a jak proti nepůvodním druhům zasahovat, ale není legislativní povahy. Standard se drží logiky klasifikace druhů v materiálu "Nepůvodní druhy živočichů a rostlin v ČR: návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup (černý a šedý seznam)" (Pergl a kol. 2016). Kromě černého, šedého a varovného seznamu existují tzv. bílé seznamy nepůvodních druhů, které lze pokládat za bezpečné. Vznikají speciální seznamy pro ochranu přírody, pro lesnictví atp. (příkladem je seznam doporučených dřevin pro rychle rostoucí plantáže, <http://www.vukoz.cz/index.php/energeticke-plodiny/pracovni-seznam-e-plodin>) či přímo seznam plodin s minimalizací rizik pro ochranu přírody (<http://www.vukoz.cz/index.php/sluzby/energeticke-plodiny>). Náročnost jednotlivých opatření a jejich přijatelnou úroveň specifikuje dokument MŽP „Náklady obvyklých opatření“. Náklady jsou vyjádřeny cenami běžných činností, které jsou v rámci daného typu opatření obvykle realizovány.

Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů zavádí podrobnou úpravu postupu v oblasti invazních druhů na úrovni EU. Nařízení zavádí pro druhy s významným dopadem pro EU přísná omezení (zákazy držení, obchodování a dopravy i zavádění do životního prostředí) i povinnost jejich sledování a případné eradikace či regulace.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, se nepůvodním druhům věnuje v § 5 odst. 4, dle něhož je záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Zpřísnění (zákazu rozšiřování) je upraveno pro zvláště chráněná území (konkrétně v NP, CHKO a v NPR a PR). Z hlediska aktivního managementu a regulace invazních druhů rostlin jsou podpůrně využitelná ustanovení ustanovení § 68 (opatření ke zlepšování přírodního prostředí) a § 69 (možnost finančního příspěvku majitelům a nájemcům pozemků na aktivity související s ochranou přírody).

Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění, se věnuje tzv. škodlivým organismům ve vztahu k rostlinné produkci. Zakládá obecnou povinnost všech subjektů nakládajících s rostlinnými produkty a zároveň rostlinolékařské správě (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský – ÚKZÚZ, dříve Státní rostlinolékařská správa) ukládá povinnost sledovat výskyt vybraných škodlivých organismů (uvedených ve **vyhlášce č. 215/2008 Sb.**, o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů).

Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon), v platném znění, ukládá vlastníkům pozemků povinnost prevence šíření a likvidace škodlivých organismů, které omezují plnění produkčních a mimoprodukčních funkcí lesa.

Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu v platném znění upravuje působnost orgánů ochrany zemědělského půdního fondu, kterými jsou pověřené obecní úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou působností, krajské úřady, správy národních parků a Ministerstvo životního prostředí.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění upravuje mj. omezení vstupu nebezpečných, zvláště nebezpečných a jiných závadných látek do podzemních

i povrchových vod a dále ochranu vodních zdrojů nebo ochranu jakosti vody před závadnými látkami, které jsou uvedeny v příloze zákona (v případě chemické likvidace invazních druhů). Vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neproověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu, je podle tohoto zákona zakázáno.

Zákon č. 128/2000 Sb., o obcích (obecní zřízení), v platném znění (pro řešení problematiky nepůvodních druhů jej lze využít jen omezeně, především úpravu vydávání obecně závazných vyhlášek a ukládání pokut).

Zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty, v platném znění upravuje mj. uvádění geneticky modifikovaných druhů do prostředí a hodnocení rizik nakládání s těmito druhy.

Vyhláška č. 327/2012 Sb., o ochraně včel, zvěře, vodních organismů a dalších necílových organismů při použití přípravků na ochranu rostlin upravuje nakládání s přípravky, které jsou označeny jako nebezpečné nebo zvláště nebezpečné pro včely, suchozemské obratlovce a vodní organismy.

Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti uvádí, že „dovoz a vývoz živé zvěře i jejích vývojových stadií lze provádět jen se souhlasem orgánu státní správy myslivosti, a to za podmínek v něm stanovených. K dovozu a vypouštění geograficky nepůvodních druhů živočichů, které jsou považovány za zvěř Mezinárodní mysliveckou organizací (CIC), je nutný předchozí souhlas orgánu ochrany přírody, orgánu státní správy myslivosti a dodržení veterinárních předpisů“ (§ 4, odst. 2). Dále je zakázáno vypouštět do honiteb zvěř z farmových chovů, křížence zvěře s hospodářskými zvířaty a zvěř, která byla chována v zajetí; výjimku může povolit orgán státní ochrany přírody (§ 5, odst. 1).

Zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání. Nezmiňuje výslovně nepůvodní druhy, ale je třeba jej zakomponovat do přehledu vzhledem k programům na eradikaci vybraných živočichů.

2 Taxonomické skupiny mapovaných organismů – popis skupin/taxonů

Pro účely metodiky z praktických důvodů, které zahrnují rozdílné přístupy při sledování, jsme text rozdělili podle hlavních taxonomických skupin organismů.

Pro výběr druhů bylo použito několik kritérií.

Pro prioritně sledované druhy byly vybrány ty, uvedené v seznamu EU (2016/1141) pro nařízení 1143/2014. Dále jsme zahrnuli do výběru druhy s významným impaktem z českého Black listu. Dále jsme vycházeli z rozsáhlého hodnocení dopadu invazních druhů na biodiverzitu a zájmy člověka metodu GISS podle publikací Kumschick a kol. (2015), Laverty a kol. (2015), Vaes-Petignat a Nentwig (2014).

Metodika je vytvořena jen pro druhy vyskytující se ve volné přírodě.

Bezobratlí (2.1)

- Suchozemští bezobratlí (2.3.1)

- Podzemní bezobratlí (2.1.4)

- Raci a krab (2.1.5)

- Velcí mlži (2.1.6)

Ryby (2.2)

- volně se šířící (2.2.1)

- závislé na vysazování (2.2.2)

Herpetofauna (2.3)

Ptáci (2.4)

Savci (2.5)

- Savci v zájmu myslivosti (2.5.1)

- Savci nevyskytující se v ČR (2.5.2)

- Ostatní savci (2.5.3)

Rostliny (2.6)

- Vodní makrofyta

- Terestrické druhy s výrazným dopadem mapované/monitorované vždy

- Terestrické druhy s menším dopadem, mapované doplňkově

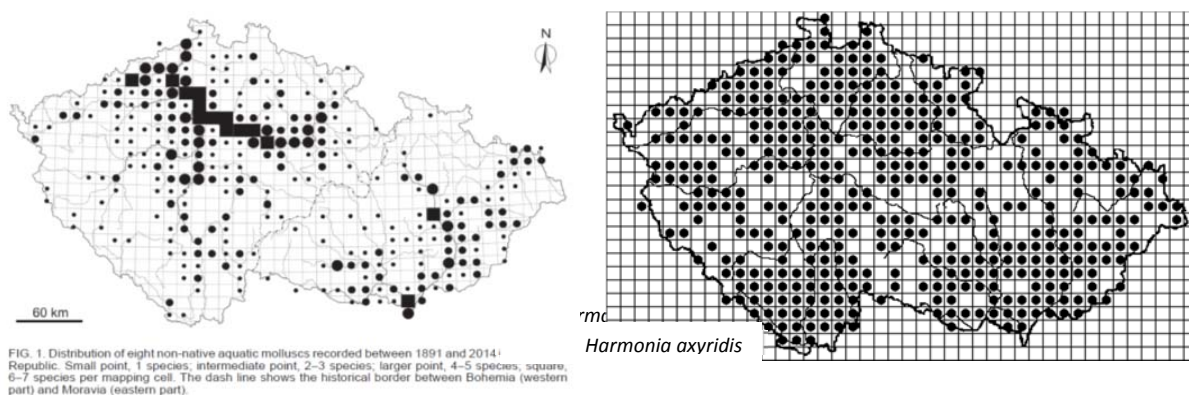
- Biotopem definované druhy výsadeb a planází pěstované mimo intravilán

2.1 Nepůvodní bezobratlí - Stav poznání o nepůvodních bezobratlých v ČR

2.1.1 Dostupná data pro nepůvodní druhy bezobratlých

Mezi bezobratlými živočichy je v ČR známa řada významných invazních druhů. Na rozdíl od rostlin a obratlovců se v ČR podle různých odhadů vyskytuje řádově 30 000 druhů bezobratlých. Řada taxonomických skupin není sledována žádným, či je sledována jen nedostatečným počtem specialistů.

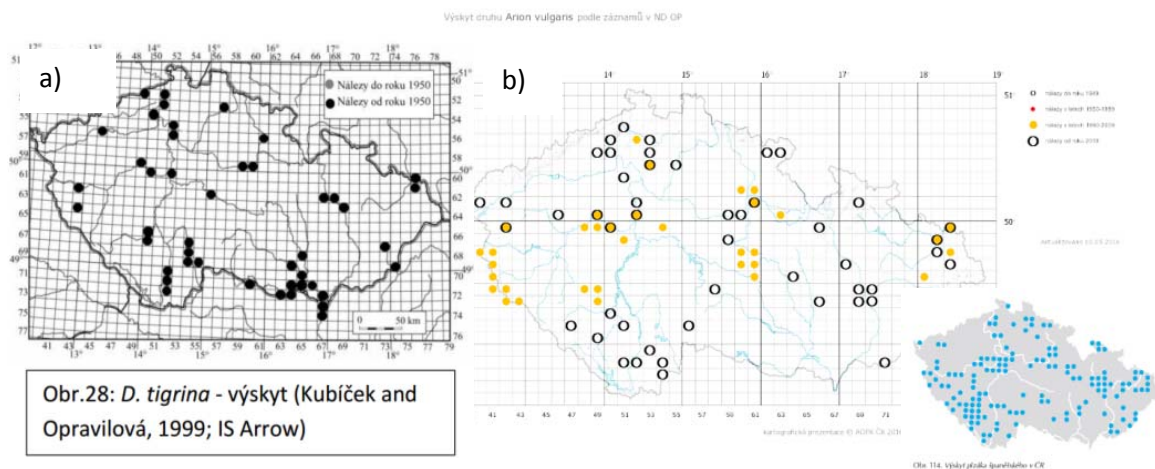
Rešerše literatury ukazuje, že v případě několika málo taxonomických skupin je téma dobře recentně v ČR zpracované (např. publikace o postupném šíření všech druhů vodních invazních měkkýšů v detailu faunistické sítě – (Lorencová a kol. 2015). S ohledem na biotopové nároky některých druhů je tedy možné považovat prázdná pole za negativní. Druhým příkladem je invazní slunéčko východní *Harmonia axyridis*, kde je např. na BioLibu dostupná mapa dobře dokumentující v podstatě plošné pokrytí území (prázdná pole zde však představují v drtivé většině případů nedostatečnou evidence, nikoli absenci výskytu).



Obr. 3 - Příklady skupin živočichů s dostupnými daty o recentním rozšíření: distribuce invazních vodních měkkýšů (Lorencová a kol. 2015 - vlevo) a slunéčka *Harmonia axyridis* (BioLib - autor Oldřich Nedvěd - vpravo)

Třetí příklad představují skupiny s dostupnými jen neúplnými databázemi pozitivních dat. Jsou to např. trojvětvené ploštěnky u kterých je známo, že existují jak zdomácnělé invazní druhy (ploštěnka americká *Dugesia tigrina*), tak druhy nově se šířící či stojící „před branami“. Data o historickém šíření pro ploštěnky nemáme a aktuální data jsou silně mezerovitá (Bakalářská práce - Reslová 2011). Pro suchozemské bezobratlé ilustruje podobnou situaci rozšíření plzáka španělského (*Arion vulgaris/lusticanicus*). Data o běžném druhu šířícím se od roku 1991 (dostupná v NDOP) se nezměnila, a jsou jistě silně děravá. Lze je považovat za náhodná pozitivní data. Přitom právě slimáci mohou mít v chráněných územích zásadní vliv (Moss a Hermanutz 2010). Čtvrtý příklad představují taxonomické

skupiny (např. kroužkovci, planktonní druhy obecně), o kterých nemáme skoro žádné údaje o rozšíření kromě náhodných nálezů (Mlíkovský a Stýblo 2006).



Obr. 4 - Pouze náhodná data u druhů s rozsáhlým rozšířením lze ilustrovat a) na invazní ploštěnce (*Dugesia tigrina*, zdroj Reslová 2013, většina data z IS Arrow), kde lze předpokládat výskyt ve většině říční sítě, b) a plzákovi španělském (*Arion vulgaris*, zdroj NDOP 2016, malá mapka Mlíkovský a Stýblo 2006), kde je rozšíření pravděpodobně spíše plošné

Nejrozšířenější jsou taxonomické nebo ekologické skupiny, kde nemáme v podstatě žádná data. Někdy se dají získat od specialistů vágní informace „že ve skupině žádné invazní organismy nejsou“, v jiných případech neexistují ani žádní aktivní specialisté na skupinu. Data odjinud z Evropy nebo z palearktu jsou využitelná pro zlepšení poznatků o rozšíření jen málo. Mají však dobré využití pro představu o dopadech druhu nebo jeho ekologii a jsou takto i dále hojně využívána.

2.1.2 Na jaké skupiny se zaměřit a výběr druhů bezobratlých

U bezobratlých tak vyvstává otázka, na které druhy se vlastně zaměřit. Vodítka mohou představovat obsáhlá Evropská review, založená na hodnocení vlivu (na přírodu i lidskou společnost), která takto filtrují druhy se závažnějšími známými dopady. Dobrý přehled pro Evropu je uváděn pro terestrické členovce (Vaes-Petignat a Nentwig 2014) a pro vybrané vodní bezobratlé (Laverty a kol. 2015). Tyto přehledy však pracují jen se široce rozšířenými nepůvodními invazními druhy (viz Příloha 3.7 – Invazní druhy bezobratlých s recentně hodnoceným vlivem), například plži, edafon (žížaly, terestrické ploštěnky) a jednobuněčné organismy (např. rozsivky) zpracovány dosud nejsou vůbec.

Zde je potřebné zdůraznit, že se řídíme „ekologickou“ definicí invazních organismů dle (Pyšek a kol. 2004). Ve vědomí odborné veřejnosti je však zakořeněno vnímání, že invazní je organismus, který má (závažné) negativní dopady na biodiverzitu nebo zájmy člověka. Do seznamu byla proto vybrána minimalistická varianta počtu druhů vycházející primárně se stávajících národních nebo evropských seznamů.

Současně s ohledem na obvykle neselektivní metody sběru a odchytu mluvíme o tzv. ekologických skupinách. Pro ekologické (monitorovací) skupiny navrhuje sledovat cílené vybrané signální druhy, jejichž monitoring v bránách vstupu a ohniskách šíření může pokrýt širší spektrum druhů z evropských nebo světových seznamů nepůvodních invazních druhů potenciálně ohrožujících mírné pásmo. Tabulky v příloze 3.7 dokumentují, že zvolené druhy pokrývají dobře množinu druhů se známým významným dopadem na biodiverzitu nebo zájmy lidské společnosti podle současného stavu poznání.

Množství poznatků u jednotlivých skupin bezobratlých je velmi odlišné, což se v dalším textu projevuje nutně nestejně podrobným zpracováním kapitol.

Seznam ekologických, nebo vzorkovacích skupin bezobratlých

Jak bylo výše řečeno, není u většiny skupin bezobratlých dostupný dostatečný objem a kvalita informací o jejich rozšíření a míře vlivu. Návrh monitoringu by tedy měl být zaměřen na **ekologické skupiny**, které lze sledovat jednotnou metodikou. V rámci determinace vzorků pak bude pozornost zaměřena na identifikaci jednotlivých invazních druhů (počet těchto druhů je uveden v závorce). Takto navržený postup pokrývající většinu habitatů může pak zachytit i případně nově pronikající druhy. Např. pokud by neprobíhal monitoring nebo mapování edafonu, není možné získat včas informace o průniku rizikových druhů žížal nebo edafických dravých ploštěnek.

Sledování bude proto rozděleno do následujících 5 skupin, které jsou dále pojednány v samostatných kapitolách.

Tučně označené skupiny je nutno sledovat v plném rozsahu (monitoring realizovaný garantem a získávání nových údajů mapováním). Sledování ostatních je také žádoucí, avšak při nedostatku finančních prostředků je možno pro jejich doposud menší význam sledování omezit pouze na monitoring v existujících zdrojích a mapování nerealizovat. V případě proniknutí nových druhů bude sledování zintenzivněno.

- 1. Suchozemští bezobratlí (12 druhů)**
2. Podzemní bezobratlí (zejména žížaly, podchyty ale i slimáky v půdní fázi života, suchozemské ploštěnky) 2 druhy + plzák španělský
- 3. Nazí plži - 1 druh**
- 4. Raci a krab - 10 druhů**
- 5. Velcí mlži - 3 druhy**

Poněkud komplikovanější situace je u druhů vázaných na včelu domácí. Monitoring striktně na včelstvech parazitujícího rotoče *Varoa destructor* zajišťuje dlouhodobě Výzkumný ústav včelařský (VÚVČ). Tento druh dále již proto není zmiňován. Předpokládáme, že analogicky stávající situaci bude VÚVČ zajišťovat i monitoring případné invaze několika dalších zásadních škůdců včel. Příkladem je striktní parazit včely domácí, který již kolonizoval malý areál v jižní Itálii (lesknáček úlový *Aethina tumida* Murray, 1867). Aktuálně probíhá intenzivní eradikace v okolí přístavu a v místech sekundárního šíření.

Jinak přistupujeme k druhu sršeň asijská (*Vespa velutina*), který není na včelu domácí striktně vázán, pouze v jejích chovech působí ekonomické ztráty. Je to druh zavlečený kontejnerovou dopravou z Číny do Francie a jako škůdce včel ale současně i predátor se širokou potravní valencí, je zařazen do skupiny suchozemští členovci.

Sledovat „včelařsky významné druhy“ je důležité i z pohledu ochrany přírody. Podstatné je, že stejný vliv mají tyto invazní organismy i na divoké populace včely domácí tmavé, *Apis mellifera melifera* (jejíž možné přežití do současnosti, po plošném záměrném překřížení kraňským poddruhem v polovině 20. století na našem území, řeší stále aktuálně probíhající projekt TAČR A04020317), nebo na zdivočelé populace včely domácí kraňské *A. mellifera carnica*. V případě sršně asijské je pravděpodobný i významný vliv na další volně žijící živočichy.

Dále v předložené metodice v souladu se zadáním projektu nejsou zahrnuti další paraziti a škůdci vázaní pouze na pěstované plodiny, jejichž výskyt je sledován pověřenými institucemi.

2.1.3 Suchozemští bezobratlí - Specifikace skupiny:

druh latinsky	druh česky	nařízení č. 1143/ 2014	black list ČR	rozšíření ve volné přírodě v rámci ČR	eradikace dle BL
<i>Diaspidiotus perniciosus</i> (Comstock, 1881)	štítenka zhoubná	ne	BL3	Ano	stratifikovaný přístup
<i>Eriosoma lanigerum</i> (Hausmann, 1802)	vlnatka krvavá	ne	BL3	většina území	stratifikovaný přístup
<i>Harmonia axyridis</i> (Pallas, 1773)	slunéčko východní	ne	BL3	většina území	stratifikovaný přístup
<i>Hyphantria cunea</i> (Drury, 1773)	přástevník americký	ne	BL3	Ano	stratifikovaný přístup
<i>Oxycarenus lavaterae</i> (Fabricius, 1787)	blánatka lipová	ne	BL3	ano, expanze	stratifikovaný přístup
<i>Anoplophora glabripennis</i> (Motschulsky, 1853)	kozlíček	ne	WL	ne (ojedinělý nález)	-
<i>Lasius neglectus</i> (Van Loon, Boomsma a Andrásfalvy, 1990)	mravenec	ne	WL	ne	-
<i>Vespa velutina</i> (Lepeletier, 1836)	sršeň asijská	ano	ne	Ne	-
<i>Leptoglossus occidentalis</i> (Heidemann, 1910)	vroubenka americká	ne	ne	ano, expanze	-
<i>Nezara viridula</i> (Linnaeus, 1758)	kněžice	ne	ne	Ne	-
<i>Halyomorpha halys</i> (Stål, 1855)	kněžice	ne	ne	Ne	-
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	mravenec argentinský	ne	ne	Ne	-

Tato skupina druhů obsahuje všechny nepůvodní suchozemské druhy hmyzu klasifikované v rámci Černého seznamu ČR (Pergl a kol. 2016) vyjma klíněnky jírovcové (*Cameraria ohridella* Deschka a Dimic, 1986), dále druhy obsažené v seznamu druhů (2016/1141) k nařízení EU (1143/2014) a několik druhů, jejichž zařazení bylo doporučeno odborníky na jednotlivé taxonomické skupiny.

Nezařazení klíněnky jírovcové je odůvodněno jejím sporným výskytem ve volné přírodě ČR, jelikož druh je potravně vázán na nepůvodní dřeviny z rodu *Aesculus* a jeho rozšíření je natolik plošné, že mapování jeho rozšíření je dále bezpředmětné.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy terestrického hmyzu, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU či osloví-li MŽP etablované entomology s žádostí o doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět systematické mapování aktuálního výskytu v ČR.

2.1.3.1 Obecné informace

Hmyz tvoří druhově nejrozmanitější třídu fauny ČR, a přestože jsou některé skupiny atraktivní pro odborníky i laickou veřejnost, celkově nelze množství informací existujících o rozšíření jednotlivých druhů terestrického hmyzu srovnávat s detailně probádanými skupinami organismů, jako jsou například rostliny či obratlovci. Komplikaci vedle relativně nízkého počtu odborníků/zájemců o danou skupinu představuje i mnohdy nesnadná determinace jednotlivých druhů. Ve výsledku tak v ČR existuje vždy jen několik málo odborníků schopných vybranou taxonomickou skupinu hmyzu kvalitně

determinovat. Výhodou takové situace je fakt, že podstatná část existujících ověřených informací o rozšíření daného druhu hmyzu se vyskytuje v rukou několika málo osob (často jediného odborníka). Tito odborníci současně mají kvalitní znalosti biologie daného druhu, podložené vlastní terénní zkušeností. Základem celého systému mapování vybraných nepůvodních druhů terestrického hmyzu by tak mělo být zařazení mapování jednotlivých sledovaných druhů konkrétním odborníkem „garantem druhu“, který bude garantem důvěryhodnosti dat shromážděných během mapování vybraných druhů. Přestože cílem mapování jsou nepůvodní druhy vyskytující se ve volné přírodě, všechny sledované druhy nějakým způsobem interagují s běžným obyvatelstvem (zahrádkáři, včelaři, chataři atd.). Tato „laická veřejnost“ je tak velmi cenným zdrojem informací o rozšíření sledovaných druhů. Na příkladu Velké Británie lze ukázat, že zapojení široké veřejnosti („citizen science“) vede nejen ke shromáždění cenných dat o rozšíření vybraných druhů hmyzu, ale je současně i neúčinnější formou osvěty (zisk informací na základě osobní zkušenosti (Pocock a Evans 2014). Informace o výskytu sledovaných druhů v antropogenních biotopech mohou sloužit jako podklad pro mapování druhu ve volné přírodě v okolí obsazeného antropogenního biotopu. Jako optimální přístup zajišťující efektivní mapování výskytu nepůvodních druhů terestrického hmyzu se jeví kombinace 1) shromáždění existujících veřejně dostupných informací, 2) zisk informací ze soukromých databází a 3) terénní průzkum v nedostatečně prozkoumaných oblastech. Pro udržení aktuálnosti informací o rozšíření vybraných druhů nepůvodního terestrického hmyzu je třeba každoročně doplňovat jak nová databázová data, tak i nově získaná terénní data. Zdrojem dat pro mapování vybraných druhů nepůvodního terestrického hmyzu jsou i data získaná v rámci monitoringu vybraných druhů nepůvodního terestrického hmyzu (viz metodika pro monitoring).

2.1.3.2 Ekologie a biologie:

Diaspidiotus perniciosus (štítenka zhoubná) se může vyskytovat v různorodých biotopech obsahujících listnaté stromy či keře, které tomuto široce polyfágnímu druhu slouží za potravu. Štítenka zhoubná přezimuje nejčastěji přímo na hostitelských dřevinách (pod kůrou) jako první nymfální instar a začíná aktivovat brzy na jaře. Mapování je tedy možné v průběhu celé vegetační sezóny. Druh často napadá ovocné a okrasné dřeviny, čímž výrazně interaguje se zahrádkáři, kteří tak mohou být významným zdrojem informací o rozšíření štítenky zhoubné.

Eriosoma lanigerum (vlnatka krvavá) se může vyskytovat v biotopech s výskytem dřevin z čeledi Rosaceae, které tomuto fytofágnímu druhu slouží jako zdroj potravy (především jabloně a hlohy, ale vzácně i dalších rody). Vlnatka krvavá přezimuje v raném nymfálním stádiu pod kůrou hostitelských dřevin a během vegetační sezóny může vyprodukovat až 10 generací. Mapování je možné v průběhu celé sezóny. Častý je výskyt v antropogenních biotopech, jako jsou zahrady, sady a parky, kde může být druh zaznamenán laickou veřejností.

Harmonia axyridis (slunéčko východní) se nejčastěji vyskytuje na listnatých stromech a keřích (i na zahradách a v sadech), ale vzácně nejsou ani masové výskyty na kopřivách či na rákosu. Výskyt druhu je vázán na přítomnost potravního zdroje, který představují drobní členovci, především různé druhy mšic. Přezimují dospělci, často i v budovách vyskytujících se v okolí osídlených biotopů. Slunéčka východní tak mohou znepříjemňovat život majitelům nemovitostí, kteří by se mohli stát užitečným zdrojem informací o rozšíření tohoto druhu. Mapování druhu je možné po celou sezónu.

Hyphantria cunea (přástevník americký) se může vyskytovat v různých biotopech s výskytem listnatých stromů a keřů. Housenky tohoto široce polyfágního druhu jsou schopny se vyvinout na téměř všech našich druzích listnatých dřevin, včetně ovocných a okrasných druhů, vzácně i na některých druzích bylin. V ČR se vyskytují většinou dvě generace ročně. Přezimujícím stádiem jsou kukly a dospělci se objevují na jaře. Nejnápadnějším stádiem jsou larvy vyskytující se od pozdního jara do počátku podzimu. Larvy tvoří na počátku svého vývoje mohutné záprědky (hromadná hnízda), která jsou nápadná i pro laickou veřejnost.

Oxycarenus lavaterae (blánatka lipová) se v ČR vyskytuje téměř výhradně na lípě srdčité (*Tilia cordata*), ačkoli v původním areálu rozšíření je potravně vázána i na jiné druhy rostlin z čeledi Malvaceae.

Blánatky lipové zimují hromadně na kmenech stromů (agregace trvají i na jaře a na podzim), kdy je druh nápadný i pro laickou veřejnost. V létě se jedinci vyskytují především v korunách lip, a proto je jejich mapování obtížnější.

Anoplophora glabripennis (kozlíček) je schopen se vyvíjet ve dřevě různých listnatých stromů. Nápadní, velcí dospělci se vyskytují od května do října, ale monitorovány mohou být i pobytové znaky (např. výletové otvory a jamky pro kladení vajíček) přítomnosti larev, jejichž vývoj trvá 1–2 roky v závislosti na podmínkách prostředí. Vývoj larev však často probíhá vysoko nad zemí a tak pozornost pozorovatele může přilákat spíše prosychání koruny stromu než výletové otvory či jamky pro vajíčka. Podobný vzhled i ekologické nároky má i blízce příbuzný druh *A. chinensis* (larvy se často vyvíjí i ve spodní části kmene), jehož mapování může být prováděno souběžně s druhem *A. glabripennis*.

Lasius neglectus (mravenec) se v Evropě vyskytuje především v příměstských oblastech, nejčastěji na zahradách. V původním areálu rozšíření se jednalo zřejmě o stepní druh, ale v nově kolonizovaných oblastech druh masivně využívá medovici produkovanou mšicemi živícími se na stromech a keřích. Druh je proto nápadný masivním pohybem dělnic po dřevinách a tvorbou velkých superkolonií (znám je výskyt až desítek tisíc královen v jediné superkolonii). Dospělci jsou aktivní po celou vegetační sezónu.

Vespa velutina (sršeň asijská) využívá různorodé biotopy poskytující dostatek potravy (nektar, zralé plody, hmyz) a materiálu pro stavbu hnízd (dřevo). Sršeň asijská je velice efektivním lovcem včel a tudíž její přítomnost mohou zaregistrovat především včelaři, ale větší hnízda mohou upoutat i pozornost široké veřejnosti. Přezimují pouze královny, které na jaře zakládají nová hnízda, která v průběhu roku rostou. Nejnápadnější je proto přítomnost druhu na konci léta a počátku podzimu, kdy je početnost sršní nejvyšší.

Leptoglossus occidentalis (vroubenka americká) osidluje lesní biotopy, kde konzumuje semena jehličnanů. Druh je relativně nápadný díky své větší velikosti (15–20 mm). Ve střední Evropě produkuje jednu generaci za rok, přičemž přezimuje jako dospělec (vzácněji jako poslední nymfální stádium). Vroubenka americká může působit škody při lesnické semenářské produkci a právě oblast lesnictví tak může být užitečným zdrojem informací o rozšíření tohoto druhu. Na podzim často vroubenka americká naletuje na osluněné zdi budov a svou velikostí by mohla zaujmout širokou veřejnost. Mapování ve volné přírodě je možné především na podzim, kdy se jedinci vyhřívají na osluněných kmenech.

Nezara viridula (kněžice) v Evropě osidluje především biotopy silně ovlivněné člověkem (intenzivně kosené louky, sady, zahrady, parky, ruderaly), její vliv na přirozená společenstva je zřejmě omezený. V závislosti na klimatických podmínkách může mít druh více generací ročně, přičemž přezimují vždy dospělci. Jedná se o polyfágní druh s preferencí pro některé bobovité rostliny, na nichž je schopen páchat značné ekonomické škody a tak zdrojem informací o jeho rozšíření mohou být i samotní zemědělci a zahrádkáři.

Halyomorpha halys (kněžice) je polyfágní druh živící se širokým spektrem rostlin, především listnatých dřevin, kde může škodit sáním na plodech ovocných stromů. Z lesnatých biotopů se mohou jedinci šířit i do sousedících nelesních ploch (pole, louky, zahrady). Výskyt kněžice *H. halys* je nejnápadnější pro širokou veřejnost svým hromadným zimováním dospělců v budovách nacházejících se v okolí biotopů využívaných během vegetační sezóny. V mírném pásmu má druh jednu až dvě generace ročně.

Linepithema humile (mravenec argentinský) se v Evropě vyskytuje především v člověkem narušených biotopech, často v příměstských oblastech. Ve středomoří je však schopen obsazovat i lesní biotopy (řídké mediteránní lesy; (Gómez a Oliveras 2003). Invazní populace mají schopnost tvořit superkolonie (dělnice sousedních kolonií navzájem neprojevují agresivní chování) a tudíž etablované populace zaujmou i širokou veřejnost svou početností, navzdory drobným rozměrům jednotlivých jedinců. Druh se často vyskytuje i přímo v lidských obydlích.

2.1.3.3 Přirozený areál a vývoj rozšíření:

Diaspidiotus perniciosus (štítenka zhoubná) má původní areál rozšíření ve východní Asii, odkud byla postupně od 19. století rozšířena na všechny kontinenty, kde nachází vhodné podmínky v subtropických či temperátních oblastech.

Eriosoma lanigerum (vlnatka krvavá) má původní areál rozšíření zřejmě na východním pobřeží USA, ale byla brzy rozšířena po celém světě, pravděpodobně v důsledku pohybu sazenic jabloní. V současnosti se vyskytuje na všech kontinentech v oblastech s vhodným mírným podnebím.

Harmonia axyridis (slunéčko východní) má původní areál rozšíření v jihovýchodní Asii. Na konci 20. století byla i díky využívání k biologické kontrole mšic rozšířena do severní Ameriky a následně do Evropy. V současnosti se vyskytuje na všech kontinentech, i když z Austrálie jsou známy jen ojedinělé nálezy.

Hyphantria cunea (přástevník americký) má původní areál rozšíření v severní Americe (od Mexika po Kanadu). V současnosti druh kolonizoval většinu Evropy (především jižní a střední) a podstatnou část Asie.

Oxycarenus lavaterae (blánatka lipová) má původní areál rozšíření ve středomoří (jižní Evropa a severní Afrika). Na konci 20. století se druh začal, zřejmě s přispěním člověka a změn klimatu, šířit Evropou směrem k severu.

Anoplophora glabripennis (kozlíček) má původní areál rozšíření ve východní Asii, odkud byl na konci 20. století rozšířen společně se dřevem do západní Evropy a severní Ameriky.

Lasius neglectus (mravenec) má původní areál rozšíření zřejmě v jihozápadní Asii, jedná se však o málo probádaný druh popsán až v roce 1990 na základě „invazní“ populace z Maďarska. V současnosti se druh vyskytuje v podstatné části Evropy, avšak nikoli plošně, rozšíření je ostrůvkovité.

Vespa velutina (sršeň asijská) má původní areál rozšíření ve střední a východní Asii. Do Evropy byla jednorázově dovezena pravděpodobně lodní dopravou z východní Číny (výskyt identifikován v roce 2004). Invazní evropská populace se z epicentra u města Agen ve Francii šíří i do sousedících zemí rychlostí cca 100 km za rok.

Leptoglossus occidentalis (vroubenka americká) má původní areál rozšíření v severní Americe. Na konci 20. století byl druh náhodně zavlčen do severní Itálie, odkud následně kolonizoval podstatnou část Evropy. Výskyt je v současnosti znám i v Africe a Asii.

Nezara viridula (kněžice) má původní areál rozšíření zřejmě v Africe, ale v současnosti se jedná o kosmopolitně rozšířený druh. Rozšíření druhu je limitováno průběhem zimních teplot (nutná průměrná teplota během zimní diapauzy vyšší než 5°C).

Halyomorpha halys (kněžice) má původní areál rozšíření ve východní Asii, ale v současnosti je široce rozšířena v severní Americe a začíná se šířit i v Evropě, kde těžiště výskytu nalezneme ve Švýcarsku.

Linepithema humile (mravenec argentinský) původním areálem rozšíření druhu je jižní Amerika. V současnosti je rozšířen na všech kontinentech, i když zdaleka ne plošně.

2.1.3.4 Rozšíření v ČR:

Diaspidiotus perniciosus (štítenka zhoubná) se vyskytuje především v teplejších oblastech ČR, přičemž její rozšíření není masové.

Eriosoma lanigerum (vlnatka krvavá) se v současnosti zřejmě vyskytuje na většině území ČR.

Harmonia axyridis (slunéčko východní) se v současnosti vyskytuje téměř na celém území ČR. Výjimkou mohou být vyšší horké polohy, jejichž monitoringu by měla být věnována vyšší pozornost.

Hyphantria cunea (přástevník americký) se v ČR vyskytuje především na jižní Moravě, ale existuje i několik ojedinělých nálezů z Čech. Druh se dle existujících kusých informací v současnosti na našem území významně nešíří.

Oxycarenus lavaterae (blánatka lipová) má v ČR těžiště výskytu na jižní Moravě, ale výskyt je znám i z řady větších měst (např. České Budějovice, Olomouc, Praha) a poslední roky druh zažívá výraznou expanzi.

Anoplophora glabripennis (kozlíček) se v ČR v současné době zřejmě nevyskytuje. Ojedinelý nález dospělce pro ČR existuje z Frýdku-Místku v roce 2004.

Výskyt mravence *Lasius neglectus* v ČR v současnosti není znám, i když jeho přítomnost je pravděpodobná vzhledem k výskytu v sousedících zemích.

Vespa velutina (sršeň asijská) se v ČR v současnosti nevyskytuje, ale v horizontu 10 až 15 let lze předpokládat rozšíření invazní evropské populace i na naše území.

Leptoglossus occidentalis (vroubenka americká) se v současnosti na území ČR šíří. Nejdříve byla kolonizována Morava (první nález v roce 2006), která je již obsazena téměř kompletně a šíření pokračuje na území Čech.

Nezara viridula (kněžice) se v současnosti na území ČR nevyskytuje, ale její výskyt lze v nejbližších letech očekávat.

Halyomorpha halys (kněžice) se v současnosti na území ČR nevyskytuje, ale její výskyt lze v následujících letech očekávat.

Linepithema humile (mravenec argentinský) se v současnosti na území ČR nevyskytuje. Budoucí výskyt druhu je však pravděpodobný.

2.1.3.5 Způsob šíření v ČR:

Všechny sledované druhy hmyzu jsou schopny se více či méně spontánně šířit (většina z nich aktivně letem, ale i pasivně za využití přirozených vektorů jako je vítr či pohybující se obratlovec). Stejně tak je velmi pravděpodobné šíření za asistence (většinou nevědomé) člověka, který může různá vývojová stadia transportovat v dopravních prostředcích, společně s rostlinným materiálem či v půdě. Podíl spontánního a člověkem asistovaného šíření není snadné/možné pro většinu druhů hmyzu určit.

2.1.3.6 Impakt skupiny

Kvantifikace dopadu některých nepůvodních druhů terestrického hmyzu na přírodní společenstva a ekonomické zájmy člověka je díky absenci relevantních informací obtížná. Přesto lze na základě existující literatury (např. Vaes-Petignat a Nentwig 2014) konstatovat, že druhy vybrané pro monitoring v rámci této metodiky patří mezi evropsky nejvýznamnější jak z hlediska dopadu na přírodu (např. *Anoplophora glabripennis*, *Harmonia axyridis*, *Linepithema humile*), tak z hlediska možných ekonomických škod (např. *Anoplophora glabripennis*, *Harmonia axyridis*, *Diaspidiotus perniciosus*, *Vespa velutina*).

2.1.4 Podzemní bezobratlí

druh latinsky	druh česky	nařízení č. 1143/201 4	blac k list ČR	rozšíření ve volné přírodě v rámci ČR	eradikace dle BL
<i>Arthurdendyus triangulatus</i>	ploštěnka novozélandská	NE	NE	ne	-
<i>Dendrobaena hortensis</i>	dešťovka evropská	NE	NE	ojedinělé	-
<i>Arion vulgaris</i> Moquin-Tandon, 1855	plzák španělský	NE	BL3	významné / plošné	zbytečná

Monitorovací skupina podzemních bezobratlých zahrnuje zástupce kroužkovců (žížala), ploštěnku, která je predátorem žížal, a také plzáka španělského. Níže popsané monitorovací metody jsou použitelné také pro sledování dalších invazních druhů žížal, půdních ploštěnek nebo nahých plžů,

jejichž vývojová stadia či dospělci se ukrývají v půdním prostředí. Plzák španělský je tedy zařazen současně ve dvou kapitolách.

2.1.4.1 Ekologie a biologie

Ploštěnka novozélandská (*Arthurdendyus triangulatus*) je až 20 cm dlouhý novozélandský druh terestrické ploštěnky zavlečený během 60. let na Britské ostrovy (Willis a Edwards 1997). *Arthurdendyus triangulatus* prospívá v mírném, vlhkém, přímořském klimatu s teplotním optimem 12–15 °C. Velmi dobře přežívá při nízkých teplotách, např. při 15 °C mohou dospělci přežít i jeden rok bez potravy (Christensen a Mather 1995), naopak nad 23 °C umírají jak vajíčka, tak larvy do 12 dnů (Blackshaw a Stewart 1992). Živí se žížalami, které imobilizuje pomocí silného neurotoxinu obsaženého v povrchovém slizu ploštěnky (Heneberg 2008), na toxin je citlivá i lidská pokožka (EPPO 2001). Během několika hodin pak kořist pozře, a je nasycena přibližně na 1 týden. Ploštěnky se šíří na větší vzdálenosti pasivně, avšak byl zaznamenán i vlastní pohyb o rychlosti 17m za 30 dní (Gibson a Cosens 1998). Nejčastěji obývají chodbičky vyhrabané žížalami. Za příznivých podmínek ploštěnky kladou celoročně každých 14 dní kokon s 1–14 vajíčky. Hladovějící ploštěnky se také rozmnožují, ale výrazně ubývají na hmotnosti (až na 18 % původní hmotnosti), a počet vajíček v kokonu se postupně zmenšuje (Honeberg 2008). Evropské populace mají relativně velkou genetickou variabilitu, protože k zavlečení došlo opakovaně, a z různých míst Nového Zélandu (Dynes a kol. 2001). V České republice žijí pouze dva nenápadné druhy drobných terestrických ploštěnek podobných malému slimákovi *Microplana terrestris* a *M. humicola*, a nejsou zde na skupinu specialisti (Horsák 2015).

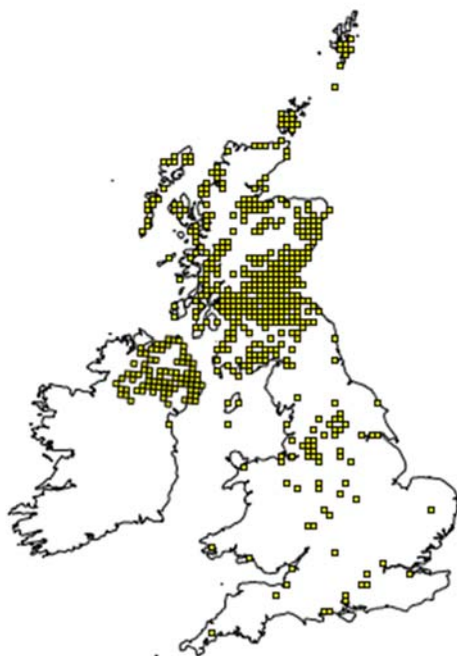
Dešťovka evropská (*Dendrobaena hortensis*) je mediteránní žížala v České republice nepůvodní. Současné nálezy pochází z botanické zahrady v Praze a soukromé zahrady ve Vrchlabí. Další výskyt není v ČR znám avšak dat je velmi málo. Jako nepůvodní druh se *Dendrobaena hortensis* vyskytuje na Slovensku, v Německu, Maďarsku, Švýcarsku a Velké Británii. Dále byla zaznamenána v Indii, JAR, USA, Argentině a Chile. V žádné z těchto zemí se dál nerozšiřuje (Mlíková a Stýblo 2006). Žížaly jakožto systémoví inženýři (organismy intenzivně přetvářející své abiotické prostředí) patří obecně mezi velmi úspěšné invazní organismy transformující celé ekosystémy. Příkladem může být invaze evropských žížal v Severní Americe (zejména *Lumbricus terrestris* – evropská žížala obecná) do biotopů původně bez domácích žížalých druhů (Scheu a Parkinson 1994). Nově se pak v mírném pásmu Severní Ameriky intenzivně šíří asijské žížaly (zejména *Amyntas agrestis* a *A. hilgendorfii*), které úspěšně invadují i do biotopů východního pobřeží dosud osídlených domácími severoamerickými žížalami (Qui a Turner 2016).

Plzák španělský (*Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855), v nedávné minulosti nesprávně označovaný jako *Arion lusitanicus*, představuje velký druh plžů s výraznou rezavou nebo hnědou barvou o velikosti do 15 cm. Mladí jedinci jsou charakteristicky pruhovaní a díky malé velikosti mohou obývat půdní prostory včetně chodbiček žížal hluboko do půdy. Může být u nás zaměňován za domácí druh *Arion rufus*. Druh je polyfágní a živí se čerstvou i odumřelou rostlinou hmotou i odumřelými živočišnými zbytky. Zimuje v podobě vajíček, juvenilních jedinců, nebo v případě teplejších zim v dobrých úkrytech i jako dospělec. Je dobře adaptován na sucho. Obývá jak synantropní habitaty, tak volnou přírodu. Juvenilní stadia slouží za potravu širokému spektru predátorů, dospělci jsou však predátory opomíjeni pro masivní produkci silně bobtnavého slizu.

2.1.4.2 Původní areál a vývoj rozšíření

Původem pochází ploštěnka novozélandská z Nového Zélandu. Poprvé byla zjištěna v Irsku v roce 1963, kam se dostala se zahradnickou zásilkou sazenic a cibulí narcisů. V současnosti se *Arthurdendyus triangulatus* vyskytuje v Irsku (Hogan a Dunne 1996), Skotsku (Boag a kol. 1994), severní Anglii (Cannon a kol. 1999), Severním Irsku (Moor a kol. 1998) a Faerských ostrovech (Mather a Christensen 1992). V pevninské Evropě nebyl tento druh dosud zaznamenán (Dynes a kol. 2001; Murchie a Weidema 2013). Jeho možné rozšíření do kontinentální Evropy je patrně omezeno klimatickými podmínkami (vajíčka i dospělci nepřežívají teploty nad 23 °C), za kterých

může přežívat a rozmnožovat se (Dynes a kol. 2001). Potenciálně může ploštěnka novozélandská ohrožovat země jako západ Norska, jih Švédska, Dánsko, Německo, Nizozemsko a severní část Polska (Murchie a Weidema, 2013). Ploštěnka novozélandská tedy patří mezi nepříliš časté invazní druhy limitované při svém šíření vysokými teplotami vzhledem ke své adaptaci na klima jižních gondwanských ostrovů.



Obr. 5 - Mapa rozšíření ploštěnky novozélandské ve Velké Británii dobře ilustruje preferenci severnějších a chladnějších oblastí (včetně řady ostrovů!) doplněné ostrůvkovitým výskytem v oblastech s teplejším avšak silně atlantickým

klimatem (zdroj mapy <https://data.nbn.org.uk/Taxa/NHMSYS0021008370>) – data pravděpodobně nejsou úplná

Dendrobaena hortensis (dešťovka evropská) je mediteránní žížala v České republice nepůvodní. Jako nepůvodní druh se *D. hortensis* vyskytuje na Slovensku, v Německu, Maďarsku, Švýcarsku a Velké Británii. Dále byla zaznamenána v Indii, JAR, USA, Argentině a Chile. V žádné z těchto zemí se dále nerozšiřuje (Mlíkovský a Stýblo 2006).

Plzák španělský (*Arion vulgaris*) je původem ze západní Evropy s těžištěm výskytu od Baskicka po západní Francii. Rozšíření před začátkem invaze je předmětem sporu. Jeho invaze v Evropě postupuje od západu na východ. V Anglii byl poprvé doložen roku 1954, ve Švýcarsku r. 1956, v Rakousku r. 1971, na Ukrajině r. 2007 a v Rumunsku r. 2012. V současnosti dosahuje nový areál až do Bulharska. Šíří se sice na malé vzdálenosti lokomocí, avšak hlavním vektorem je převážení sazenic v květináčích a vlivem povodní. Na menší vzdálenosti může být šířen při převážení libovolného zboží a zahradního odpadu. Je dobrým příkladem druhu s pomalou lokomocí, jehož areál může regionálně rychle expandovat díky pasivnímu transportu s růstem obchodu a dopravy.

2.1.4.3 Rozšíření v ČR

V ČR nejsou dosud ověřené údaje o výskytu ploštěnky novozélandské. Je ale pravděpodobné, že je k nám se zahradnickými produkty opakovaně zavlékána. Několik zpráv o možném výskytu se podařilo ověřit. ČR patrně leží na jižním okraji potenciálně osídlitelného areálu v Evropě.

Současné nálezy *Dendrobaena hortensis* (dešťovka evropská) pochází z botanické zahrady v Praze a soukromé zahrady ve Vrchlabí. Další výskyt není v ČR znám (Mlíkovský a Stýblo 2006). Výskyt je znám i v sousedních státech (Slovensko, Německo). Údajů o žížalích společenstvech

synantropních biotopů i volné krajiny je u nás jen málo, lze tedy předpokládat po zavedení mapování řadu nových údajů.

Plzák španělský (*Arion vulgaris*) byl poprvé z našeho území doložen v roce 1991 (Juříčková 1995), a poté následovala rychlá expanze po území státu z více ohnisek šíření ve městech. Jako polyfág není potravně limitován (Honěk a Martinková 2007). Běžně se vyskytují dospělci nebo vývojová stadia v květináčích prodávaných dřevin nebo trvalek, kterými je stále šířen. Jeho současné rozšíření je pravděpodobně plošné, i když data nejsou kompletní (viz obr. 4 v úvodní kapitole o bezobratlých, Juříčková 2006). Osídlil i přirozené lesní biotopy s bohatou faunou původních plžů (Dvořák a Horsák 2003). V ČR pracují na ekologii druhu odborníci (Honěk a Martinková 2011; 2014), i zkušeni taxonomové.

2.1.4.4 Impakt druhů

Ploštěnka novozélandská dokáže účinně snížit počty žížal, a to až na úroveň kdy přestanou plnit svoji ekosystémovou funkci. Po nějaké době může dojít opět ke zvýšení početnosti žížal, ale jak ukazuje studie z Faerských ostrovů, jsou obnovené populace málo početné. Jakožto predátor nejpočetnějších zástupců makroedafonu (hlubinných a povrchových žížal), dokáže zprostředkovaně zásadně změnit rostlinná společenstva (např. expanze vlhkomilných druhů do dřívějších mezofilních pastvin), porozitu půdy, i vsakovací schopnost (Murchie a Weidema 2013). Sliz chránící ploštěnku novozélandskou před poškozením je toxický, umožňuje imobilizaci kořisti, a může poškodit lidskou pokožku. V médiích bývá ale jedovatost ploštěnky novozélandské pro člověka přeceňována (EPPO 2001).

Dešťovka evropská není dávána do souvislosti s negativními vlivy ve svém nepůvodním areálu, údajů je však k dispozici jen velmi málo. Obecně jsou žížaly považovány za „prospěšné,“ kvůli jejich schopnostem zvyšovat úrodnost půdy. Každopádně jsou známy případy, kdy např. evropská žížala *Dendrobaena octaedra* změnila v Kanadě bylinné patro a cyklus živin osikových a borovicových porostů (Scheu a Parkinson 1994). Ze severní Ameriky jsou známy i další příklady změn ekosystémů evropskými druhy žížal (viz Gonzalez a kol. 2003; Bohlen a kol. 2004; Hale a kol. 2005). Žížaly mohou svým působením na společenstva usnadnit invazi některým rostlinným druhům (Belote a Jones 2009).

Plzák španělský z expertního hodnocení negativního vlivu AIO vychází v evropském kontextu jako druh s významným vlivem (DAISE – 100 nejhorších invazních druhů), i když exaktnější metoda GISS dosud nebyla u něj použita (Vaes-Petignat a Nentig 2014; Laverty a kol. 2015). Druh budí pozornost veřejnosti zejména jako škůdce v zahradách, nápadné jsou také holožiry v lužních lesích nebo excesivní výskyt v městských parcích a brownfieldech. Jeho výskyt vedl k výraznému rozšíření prodeje a užívání moluscocidů, od toxických přípravků (metaldehydy), až po pro necílové druhy neškodných ekologických pelet vyráběných na základě oxidů železa. Rozšířený je také biologický boj prostřednictvím parazitických hlístic (Grimm 2002). Ve všech případech se jedná o riziko pro domácí druhy plžů, které jsou více citlivé. V rozsáhlejších honech polních kultur škodí plzák málo pro svou vazbu na okraje polí, z nichž pouze dočasně migrují (Honěk a Martinková 2011). Podle nepublikovaných pozorování z ČR se po počátečním prudkém růstu početnosti druh dostává v přirozených biotopech do méně nápadné fáze výskytu s menší abundancí. Jeho vliv na rostlinná společenstva je však stále zásadní, například kvůli predaci semenáčků (Honěk a kol. 2009; Honěk a Martinková 2014). Je tedy pravděpodobné, že jeho výskyt bude mít dlouhodobý a trvalý vliv na řadu rostlin (Moss a Hermanutz 2010), a zprostředkovaně i na monofágní živočichy.

V ČR jsou doloženy výskyty i dalších nepůvodních nahých plžů z volné přírody. Příkladem může být *Deroceras panormitanum* (Horsák a Dvořák 2003). Další druhy se chovají invazně na jiných místech mírného pásma. Monitoring pro *A. vulgaris* my měl jejich výskyt také podchytit.

2.1.5 Raci a krab

druh latinsky	druh česky	black list ČR	rozšíření ve volné přírodě v rámci ČR	eradikace dle BL
<i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823	rak bahenní	GL	vzácné dlouhodobé	
<i>Eriocheir sinensis</i> H. Milne Edwards, 1853	krab říční	GL	pravděpodobné	
<i>Orconectes immunis</i> (Hagen, 1870)	rak	WL	pravděpodobné	
<i>Orconectes juvenilis</i> (Hagen, 1870)	rak	WL	pravděpodobné	
<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	rak pruhovaný	BL3	nově se šířící	žádoucí lokálně
<i>Orconectes virilis</i> (Hagen, 1870)	rak	WL	pravděpodobné	
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)	rak signální	BL3	vzácné dlouhodobé	žádoucí lokálně
<i>Procambarus acutus</i> Girard, 1852 / <i>zonangulus</i> Hobbs, Jr. a Hobbs III, 1990	rak	WL	pravděpodobné	
<i>Procambarus allenii</i> Faxon, 1884	rak floridský	WL	pravděpodobné	
<i>Procambarus clarkii</i> Girard, 1852	rak červený	WL	pravděpodobné	
<i>Procambarus fallax</i> (Hagen, 1870) f. <i>virginalis</i>	rak mramorovaný	WL	pravděpodobné	žádoucí lokálně

U druhů, kde není vžito české druhové jméno, používáme jen latinské jméno (názvosloví blíže viz Patoka a kol. 2014; 2016).

2.1.5.1 Ekologie a biologie

Rak bahenní (*Astacus leptodactylus*) se dorůstá 15 cm i více a dožívá se více než 5 let. Klepeta má nápadně úzce protažená se světlou vnitřní stranou. Hlavohruď má hrbolkatou až mírně trnitou, rostrum velmi dlouhé, špičatě protažené a shodně s rakem říčním má dva páry postorbitálních liš. Je znám ze sladkých i brakických vod, v České republice s nejčastějším výskytem na uzavřených lokalitách, jako jsou lomy, pískovny, rybníky, odkalovací jámy, ale byl potvrzen i v potocích a řekách. Snáší prohráté a organicky zatížené vody s bahnitým dnem, ale jeho výskyt byl potvrzen i v nádržích zanesených mocnou vrstvou uhelného kalu a elektrárenských popílků. Rak bahenní na rozdíl od původních raků vykazuje zvýšenou denní aktivitu. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. K rozmnožování dochází od podzimu do jara a k líhnutí ráčat dochází po 5 až 8 měsících, většinou do konce května, u populací v severních oblastech až do července. Obvyklý počet vajíček v jedné snůšce záleží na velikosti samičky a pohybuje se okolo 200 až 300, nicméně byly nalezeny samičky s 700 až 800 vajíčky. Vzhledem k rychlejšímu růstu, dřívějšímu dospívání a vysoké plodnosti oproti evropským rakům, patří k jejich konkurentům, přesto je podle vyhlášky 395/1992 Sb. ve znění vyhl. 175/2006 Sb. zařazen v ČR mezi ohrožené druhy. Rak bahenní není rezistentní k račímu moru.

Krab říční (*Eriocheir sinensis*) dorůstá velikosti 5-10 cm a vyznačuje se hnědavým až šedozeleným zabarvením. Populace kraba čínského se v ČR trvale nemohou vyskytovat, neboť se jedná o druh katadromní, vázaný rozmnožováním na mořské nebo brakické prostředí. Krab říční je málo vybíravý všežravec, který přijímá jak rostlinnou, tak i živočišnou potravu, kterou hledá v noci ve vodě i na souši v blízkosti vody. Může proto přímo potravně konkurovat rybám nebo nepřímo měnit jejich prostředí (např. pro rozmnožování) ožíráním makrovegetace a řas. Stejně tak může konkurovat i rakům. Krab si často vyhrabává v hlinitých březích až 2 metry hluboké nory, což narušuje stabilitu břehů a hrází. Je možným přenašečem račího moru.

Orconectes immunis je menší druh raka, který patří mezi značně nebezpečné a agresivní druhy. Je natolik agresivní, že vytlačuje i jiný invazní druh – raka pruhovaného a je pravděpodobným přenašečem račího moru. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory.

Orconectes juvenilis je rovněž menší druh raka, jehož identifikace podle morfologických znaků není průkazná, je proto nutné určit raky pomocí metody DNA barcoding. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. *Orconectes juvenilis* je pravděpodobným přenašečem račího moru.

Rak pruhovaný (*Orconectes limosus*) je přizpůsoben životu v tekoucích i stojatých vodách. Řeky, ve kterých se rak nachází, bývají většinou regulované, pomalu proudící s bahnitým sedimentem, v kterém si hloubí nory. Rak se vyskytuje většinou ve větších tocích nebo v blízkosti ústí do větších toků. Byl ale už zaznamenán i v chladných, podhorských tocích s kamenitým substrátem. Dokáže přežívat v teplejších, antropogenně eutrofizovaných vodách s nízkou koncentrací kyslíku, v brakických vodách a zvládne i vyschnutí biotopu až na několik týdnů. Raci pruhovaní se v Americe dožívají 4 let, v Evropě ale i více. Rovněž velikost v původním areálu výskytu je pouze okolo 9 cm, zatímco v Evropě byli nalezeni raci 12 až 14 cm velcí. Rak pruhovaný se rozmnožuje na podzim a na jaře, za příznivých teplot, ale dokáže se rozmnožovat i v zimním období. Samička nosí vajíčka pouze od března do května a v jedné snůšce může být až 600 vajíček. Pohlavní zralosti dosahuje rak již v prvním roce života na rozdíl od původních raků, kteří dosahují pohlavní zralosti mezi 2. a 4. rokem života. Na rozdíl od našich raků vykazuje i denní aktivitu. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. Pokud rak pruhovaný je v dobré kondici, je rezistentní vůči račímu moru, takže se stává přenašečem tohoto onemocnění.

Orconectes virilis je Severoamerický rak, který ve své domovině vytváří rozsáhlý druhový komplex, obsahující řadu blíže příbuzných linií. Jejich výskyt v Evropě je zatím omezen pouze na jednu oblast v Holandsku a další oblast ve Velké Británii v povodí řeky Lee. Vysazen byl pravděpodobně akvaristy. Identifikace nově introdukovaných raků podle morfologických znaků není průkazná, je proto nutné určit raky pomocí metody DNA barcoding. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. *Orconectes virilis* je pravděpodobným přenašečem račího moru.

Rak signální (*Pacifastacus leniusculus*) obývá podobné biotopy jako rak říční, od malých potoků po velké řeky a rybníky. Na rozdíl od severoamerických populací si evropské raci na některých lokalitách hloubí nory. Rak signální je velmi aktivní a migruje jak po proudu, tak i proti proudu a je schopen překonávat i migrační překážky po souši. Rak signální je schopen tolerovat brakickou vodu a je rovněž tolerantní k vysoké teplotě. Dlouhodobé období sucha přežívá ve vlhkých norách nebo jiných úkrytech. Rak signální pohlavně dospívá ve 2 až 3 letech a může se dožít až 20 let. K rozmnožování dochází v průběhu října a v závislosti na zeměpisné poloze se malí ráčci líhnou obvykle od konce března do konce července (většinou o 3–4 týdny dříve než rak říční). Plodnost se pohybuje obvykle okolo 200 až 500 vajíček ve snůšce. Ráčata rychle rostou a v prvním roce života měří již 3–4 cm. Je podobný raku říčnímu, povrch krunýře je ale hladký a v kloubu klepet se nachází charakteristická světlá signální skvrna. Dorůstá až 16 cm. Na rozdíl od našich raků vykazuje i denní aktivitu. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. Je přenašečem račího moru, a pokud je v dobré kondici, je k tomuto onemocnění rezistentní. Populace raka signálního, které nejsou nakažené račím morem, se na některých lokalitách vyskytují s původními druhy raků, ale většinou je svou větší schopností konkurence a agresivitou vytlačí.

Procambarus acutus patří mezi tolerantní druhy, které se vyskytují i v močálech a bažinatých oblastech. Biologie tohoto druhu je obdobná jako u raka červeného. Je to krátkověký rak, hloubící si nory a přežívající dočasně i ve vlhkém prostředí. Evropské raci tohoto druhu náleží k druhovému komplexu *Procambarus cf. acutus*. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. *Procambarus acutus* je pravděpodobným přenašečem račího moru.

Rak floridský (*Procambarus alleni*) obývá pomalu tekoucí vody a mokřady bohatě zarostlé vegetací. V přírodě má většinou hnědou barvu s modrými nebo červenými skvrnami. Dorůstá délky 15–20 cm a ačkoliv vyžaduje vodu teploty okolo 22–27 °C, dokáže tolerovat teplotu mezi 10 až 33 °C. Páří se od konce října do listopadu. Vajíčka samička klade na jaře a nosí je okolo 30 dnů. Mláďata dospívají ve věku tří až šesti měsíců a dožívají se 3 let. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. Rak floridský je pravděpodobným přenašečem račího moru.

Rak červený (*Procambarus clarkii*) patří mezi živočichy s poměrně krátkým životním cyklem. Většinou se dožívá maximálně 5 let, ve volné přírodě však jen 12–18 měsíců. K rozmnožování v příznivých podmínkách dochází až 2x ročně s vysokou rozmnožovací schopností. V jedné snůšce může být až 600 vajíček. Jedná se o silně agresivního raka 12 až 15 cm velkého, který je přizpůsoben k přežití v sezónně zaplavovaných mokřadech a dokáže si hloubit až 2 m dlouhé nory. Žije v různých druzích biotopů, jako jsou velké řeky, jezera, přehrady, rybníky, mokřady, brakické vody, zavlažovací kanály, rýžová pole, a ačkoliv se jedná o teplomilný druh, dokáže přežít i v zamrzajících vodách. Rak červený je tolerantní k organickému znečištění, nízké koncentraci kyslíku a nevadí mu ani silný zákal vody. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. Rak červený je pravděpodobným přenašečem račího moru.

Rak mramorovaný (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) patří mezi oblíbený a akvaristy často chovaný druh díky svému mramorovanému zbarvení, rychlému rozmnožování a snadnému odchovu. Dožívá se jen 3 až 4 let, ale schopnost rozmnožování nastává již ve 3–4 měsících. Rak se v Evropě rozmnožuje partenogeneticky, takže pro založení chovu stačí jediná samice. V původním areálu výskytu toto partenogenetické rozmnožování nebylo zaznamenáno. Na jednu snůšku připadá přibližně 120 vajíček. Při příznivých podmínkách dochází k rozmnožování 3x až 4x za rok. Rak mramorovaný dokáže přežít i velmi nepříznivé anaerobní podmínky, v tomto období dochází pouze ke ztrátě vajíček a rak se po toto nepříznivé období nerozmnožuje. Vyhovuje mu spíše teplejší podnebí, ale dokáže přežít i mrazivou zimu. Raci nejsou potravně specializovaní a mohou být herbivory, predátory či detritovory. Rak mramorovaný je pravděpodobným přenašečem račího moru.

2.1.5.2 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Rak bahenní, jehož původní areál leží ve východní Evropě a západní Asii s centrem kolem Kaspického jezera a Černého moře se rozšířil téměř do celé Evropy s výjimkou Pyrenejského poloostrova, Norska a Švédska. Areál pokrývá velkou část Ruska, Uzbekistán a Turkmenistán. Na severu Ruska zasahuje až do jižní části Finska. Na západě původní areál zasahuje k Bratislavě a Vídni a pokračuje do jihovýchodního Polska.

Krab říční je původem z jihovýchodní Asie, kde se nachází od západního pobřeží Korey až po severovýchodní Čínu. Do Evropy byl pravděpodobně zavlečen lodní dopravou počátkem 20. století přes Severní moře, a odtud proniká Labem až na naše území. Dalším zdrojem výskytu krabů v Evropě je obchod, kdy krabi jsou distribuováni živí a úniky nejsou vyloučené.

Orconectes immunis je dnes znám z více než stokilometrového úseku řeky Rýn a šíří se i do přilehlého okolí řeky. Prvotní důvod jeho vysazení doposud není přesně znám, nejspíš byl používán jako živá nástraha při lovu ryb. Jsou i zprávy o jeho pronikání na území Francie. Některé izolované populace byly však založeny evidentně s lidskou pomocí. *Orconectes immunis* je pravděpodobným přenašečem račího moru. V České republice zatím nebyl zaznamenán.

Orconectes juvenilis pochází ze Severní Ameriky. V Evropě se jediná známá volně žijící populace vyskytuje ve východní Francii poblíž hranic se Švýcarskem. Lokalizován byl ve dvou rybnících nedaleko restaurace, která nabízela tento druh raka jako delikatesu. Ačkoliv se původně nacházel pouze na jedné izolované lokalitě, v současné době je jeho výskyt zaznamenán v řekách Dessoubre, Rosureux a Doubs.

Rak pruhovaný je původem z východního pobřeží USA. Do Evropy byl dovezen v roce 1890, kdy bylo 100 jedinců vysazeno do rybníka v Pomořanech, odkud se tito raci přirozenou cestou či s pomocí

člověka rozšířili do dalších zemí. Rak pruhovaný byl rozšířen do mnoha států Evropy, výskyt zatím nebyl zaznamenán ve Skandinávských zemích. Kromě Evropy byl introdukován do Maroka. Na mnoha místech byl rak pruhovaný uměle vysazen rybáři, potápěči nebo akvaristy.

Orconectes virilis pochází ze Severní Ameriky. Jejich výskyt v Evropě je zatím omezen pouze na jednu oblast v Holandsku a další oblast ve Velké Británii v povodí řeky Lee. Vysazen byl pravděpodobně akvaristy.

Procambarus acutus se ve své domovině vyskytuje v 33 státech USA, při čemž v pěti z nich není původním druhem. Evropské raci tohoto druhu náleží k druhovému komplexu *Procambarus* cf. *acutus*. Jeho první rozmnožující se populace byla zaznamenána v roce 2005 v Nizozemsku. Informace o pozorovaných jedincích však pocházejí již z roku 2002. Recentně byla populace *P. acutus* nalezena i v jihovýchodní Anglii.

Rak signální je původem ze severozápadní části USA (Oregon, Washington, Idaho, Utah) a jihozápadní Kanady (B. Kolumbie). Do Evropy byl poprvé dovezen v roce 1959 do Švédska za účelem chovu tržních raků. Introdukován byl i do Japonska a v roce 1967 do Finska.

Rak floridský pochází z Floridy. V Evropě byl zaznamenán ve Francii a Německu. Jedná se nejspíš o uniklé jedince z akvariálních chovů.

Rak červený. Druh s původním areálem od severovýchodního Mexika po nejzápadnější oblast Floridy. Byl introdukován na mnoho míst světa (dalších nejméně 15 oblastí USA, Střední a Jižní Amerika, Havaj, Japonsko, Čína, Taiwan, Izrael, Egypt, Uganda, Zambie, Evropa). Jedná se o nejrozšířenější druh raka na světě.

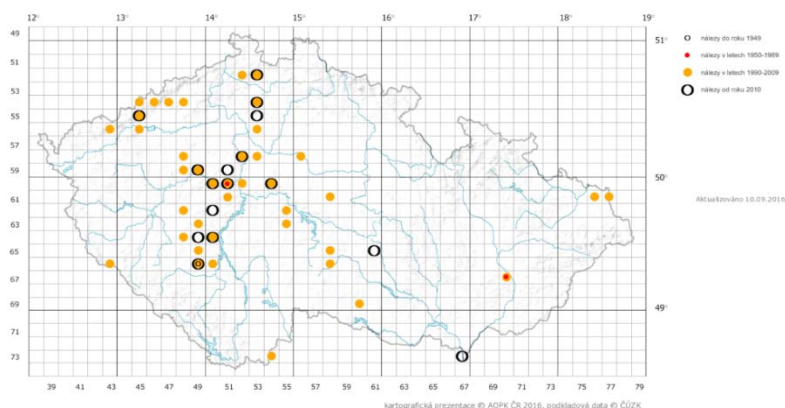
Rak mramorovaný je v Americe znám pouze ze dvou států, kterými jsou Florida a Georgie. V Evropě je dostupný v akvaristických prodejnách od poloviny devadesátých let minulého století. Ve volné přírodě v Evropě byl nalezen poprvé v roce 2003 na několika lokalitách v Německu. Dále byl nalezen v roce 2004 v Nizozemí a v roce 2008 na jedné lokalitě v Itálii. Většinou se jednalo o nález jednotlivých raků. V roce 2010 však byly popsány v přírodě rozmnožující se populace raků mramorovaných v Německu a později i na Slovensku.

2.1.5.3 Rozšíření v ČR

V případě raků NDOP dobře odráží stav poznání o areálech našich desetinožců v říční síti díky v minulosti provedenému systematickému mapování AOPK ČR. Dále proto uvádíme především data NDOP.

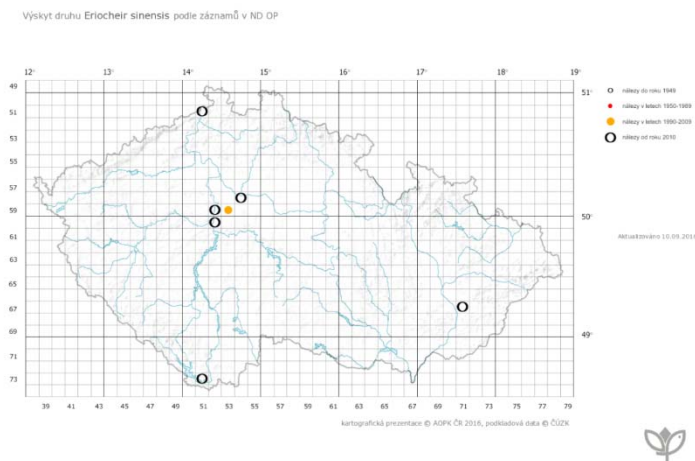
Rak bahenní (*Astacus leptodactylus*) byl pravděpodobně do České republiky introdukován v 19. století z východní Evropy, jako náhrada za morem vyhubené raky říční. Existují ale i zmínky o jeho výskytu z našeho území již před introdukcí z polské Haliče a nově objevená populace v řece Moravě tuto domněnku částečně potvrzuje.

Výskyt druhu *Astacus leptodactylus* podle záznamů v NDOP



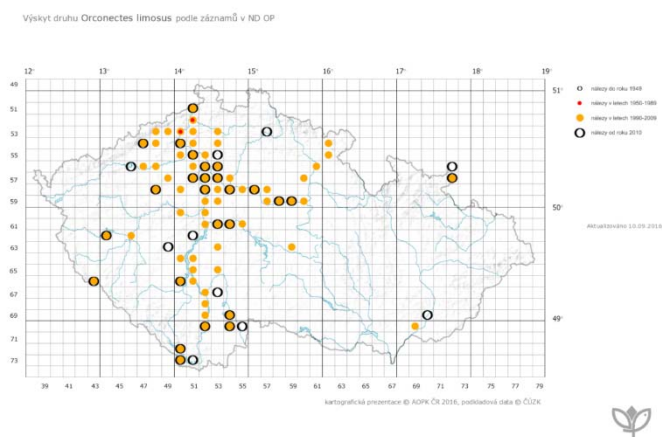
Obr.6 - Rozšíření druhu *Astacus leptodactylus* podle záznamů v NDOP v České republice

Krab říční (*Eriocheir sinensis*) byl v ČR zaznamenán v povodí Labe, Vltavy, ale i Moravy. Jednotlivé kusy kraba říčního byly zachyceny např. i na Litavce. V tomto případě se nejspíš jedná o jedince uniklé z restaurací nebo akvariijních chovů.



Obr. 7 - Rozšíření druhu *Eriocheir sinensis* podle záznamů v NDOP v České republice

Rak pruhovaný (*Orconectes limosus*) byl na našem území odchycen Hajerem u Ústí nad Labem v roce 1988, ale jeho výskyt byl sledován již v 60. letech 20. století. Rak se na naše území dostal pravděpodobně dvěma cestami, jednak po řece Labi a také povodím řeky Odry. V současné době se vyskytuje prakticky souvisle od Hřenska po Pardubice a v řadě labských přítoků, obvykle však pouze v blízkosti ústí větších toků. Izolovaně byl zaznamenán v Labi u Jaroměře a v Úpě a Metuji, kde byli raci vysazeni rybáři. Na mnoha lokálních místech, většinou v rybnících, nádržích a lomech, byl rak pruhovaný uměle vysazován rybáři, potápěči nebo akvaristy. Na Moravě byl zaznamenán v povodí Osoblahy, ale i v povodí Moravy. Nejsou známy lokality s výskytem tohoto druhu v přehradních nádržích Štěchovice, Slapy a Kamýk, je proto možné, že populace ve vyšší části toku Vltavy jsou důsledkem záměrné introdukce.

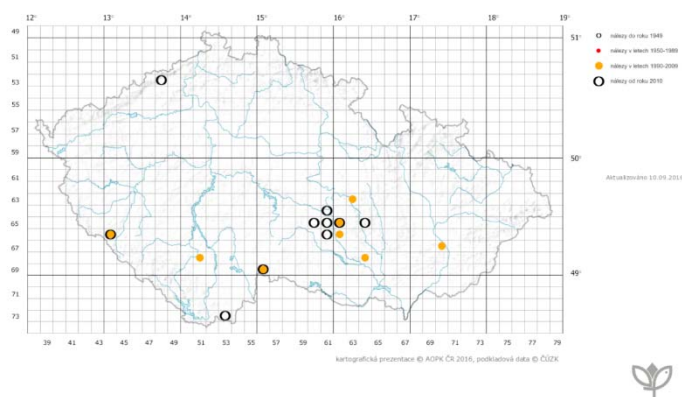


Obr. 8 - Rozšíření druhu *Orconectes limosus* podle záznamů v NDOP v České republice

Rak signální (*Pacifastacus leniusculus*). V roce 1980 bylo ze Švédska dovezeno 1000 ráčat, která byla vysazena do několika rybníků. Byl to například rybník Sputnik u Velkého Meziříčí, rybník u obce

Čáslavice, rybník Skříňka u Velké Bíteše, lokalita u Ivančic. Z těchto lokalit pak byli raci introdukováni na další lokality (Žďár nad Sázavou, Litomyšl, Kroměříž, Brno, Vodňany, Domažlice). Do potoku Kouba u Domažlic se rak dostal buď migrací z Německa, nebo vysazením rybáři.

Výskyt druhu *Pacifastacus leniusculus* podle záznamů v ND OP



Obr. 9 - Rozšíření druhu *Pacifastacus leniusculus* podle záznamů v NDOP v České republice

Rak červený (*Procambarus clarkii*) byl v České republice zatím ve volné přírodě zaznamenán jen ojediněle a krátkodobě, většinou při úniku z akvariálních chovů nebo zahradních jezírek. Životaschopná populace nebyla zaznamenána.

Rak mramorovaný (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) do nedávné doby se nacházel v přírodě jen na několika místech v Evropě. V poslední době se ale množí nové nálezy životaschopných populací jak v Německu, tak i na Slovensku. V České republice byl již zaznamenán výskyt v nádržích v Praze a v severních Čechách. Vzhledem k oblíbenosti tohoto raka akvaristy a snadnému rozmnožování budou tito raci stále častěji nalézáni v rybníčkách nebo nádržích v blízkosti měst.

Ostatní druhy raků (*Orconectes immunis*, *Orconectes juvenilis*, *Orconectes virilis*, *Procambarus acutus*, *Procambarus alleni*) v České republice zatím nebyly zaznamenány. Vzhledem k tomu, že identifikace mnoha invazních raků podle morfologických znaků není průkazná, je proto nutné určit raky pomocí metody DNA barcoding. Je tedy možné, že na některých, akvaristy uměle vysazených lokalitách, se tito raci nacházejí, i když v některých případech populace není dlouhodobě životaschopná.

2.1.5.4 Impakt skupiny

V evropském měřítku jsou druhy s největším impaktem hodnoceny metodou GISS rak signální (*Pacifastacus leniusculus*) a rak červený (*Procambarus clarkii*), a to s vlivem jak na biodiverzitu, tak na socio-ekonomické zájmy člověka. Česká republika se nejvíce potýká s invazí **raka signálního a raka pruhovaného**. Oba druhy, pokud jsou v dobré kondici, jsou rezistentní k nákaze račím morem. V tomto případě se stávají přenašeči tohoto onemocnění. Nákaza račím morem, resp. řasovkou *Aphanomyces astaci* Schikora, 1906 (Perenosporomycota: Saprolegniales) byla do Evropy zavlečena na konci 19. století z Ameriky a způsobila decimaci všech původních druhů raků. V České republice je ročně zaznamenáno 2 až 5 ověřených úhynů původních kriticky ohrožených populací raků na toto onemocnění. Předpokládá se, že úhynů na račí mor je daleko více, neboť všechny úhyny raků nejsou včas zachyceny. Nestojí-li nákaza račího moru v cestě migrační bariéra, která by postup choroby zastavila, vyhyne na tuto nemoc zpravidla během několika týdnů celá populace původních druhů raka.

Pokud nejsou invazní raci nakaženi račím morem, dokáže rak říční a rak kamenáč sympatricky přežívat i s těmito nepůvodními raky. Jedná se ale o silně agresivní druhy, které se často rozmnožují již v prvním roce života, někteří se rozmnožují partenogeneticky a v jedné snůšce mívají několikanásobně větší počet vajíček než původní raci (Westman a kol. 2002; Kozubíková-Balcarová a kol. 2014). Za další

konkurenční výhodou invazních raků v porovnání s původními druhy raků lze považovat jeho výrazně vyšší denní aktivitu. Vzhledem ke stejným potravním nárokům všech raků a preferenci podobných habitatů se jedná o druhy s vysokým impaktem.

Významný impakt: rezistence k račímu moru, větší agresivita, dřívější pohlavní dospělost, dřívější rozmnožování, mnohonásobně větší počet potomků, kratší doba, po kterou samička nosí vajíčka – menší ztráty vajíček, rychlejší růst mláďat, větší velikost dospělých jedinců, denní i noční aktivita, fakultativní partenogeze

Rak mramorovaný byl v České republice zaznamenán až v roce 2016 (ústní sdělení J. Patoka). Jedná se sice o menší druh raka, ale vzhledem k partenogenetickému rozmnožování jeho invaze může být podstatná. Jedná se o druh, který je možným přenašečem račího moru.

Krab říční – jeho výskyt byl v České republice mnohokrát zaznamenán. Jedná se o druh, který je možným přenašečem račího moru. Vzhledem k podobným potravním nárokům může konkurovat jak rakům, tak rybám. Narušuje stabilitu břehů a hrází hloubením hlubokých nor. Migrující krabi mohou ucpávat česla, vodovodní potrubí a další vodohospodářská zařízení (Mlíkovský a Stýblo 2006).

Ostatní druhy raků (*Orconectes immunis*, *Orconectes juvenilis*, *Orconectes virilis*, *Procambarus acutus*, *Procambarus alleni*) v České republice zatím nebyly zaznamenány. Ojediněle byl zaznamenán výskyt raka červeného, ale nebyla potvrzena životaschopná populace, která by se rozmnožovala a přežila zimní období. Vzhledem k tomu, že identifikace mnoha invazních raků podle morfologických znaků není průkazná, je nutné určit raky pomocí metody DNA barcoding. Je tedy možné, že na některých, akvaristy uměle vysazených lokalitách, se tyto raci nacházejí. Jedná se o značně agresivní druhy raků, které jsou přenašeči račího moru. Vzhledem ke stejným potravním nárokům mohou konkurovat původním rakům.

Rak bahenní je původním evropským druhem s pontokaspickým rozšířením. Na rozdíl od severoamerických raků není rezistentní k račímu moru, takže nehrozí dlouhodobý přenos této nákazy. V případě dlouhodobého výskytu významně konkuruje raku říčnímu a i raku kamenáči. Rak bahenní se vyznačuje vyšší plodností, rychlejším růstem v prvním roce života, denní i noční aktivitou, lepším využitím potravních zdrojů, vyšší tolerancí ke znečištění a anaerobním podmínkám. Vzhledem ke stejným potravním nárokům raků a preferenci podobných habitatů s raku říčním, dochází k vytlačování a zvýšenému procentu poranění u původních raků, které vede k většímu ohrožení ostatními predátory.

2.1.6 Velcí mlži

<i>druh latinsky</i>	<i>druh česky</i>	<i>nařízení č. 1143/201 4</i>	<i>blac k list ČR</i>	<i>rozšíření ve volné přírodě v rámcí ČR</i>	<i>eradikace dle BL</i>
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	korbičula asijská	NE	BL3	nově se šířící	zbytečná
<i>Dreissena bugensis</i> Andrusov, 1897	slávička kvaga	NE	WL	pravděpodobné	zbytečná
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	slávička mnohotvárná	NE	BL3	významné/ plošné	zbytečná
<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)	škeblice asijská	NE	BL3	nově se šířící	zbytečná

2.1.6.1 Ekologie a biologie

Korbikula asijská (*Corbicula fluminea*) představuje středně velkého mlže se srdcovitou masivní vroubkovanou schránkou o velikosti do 3 cm. Tento mlž je aktivní filtrátor živící se sestonem z vodního sloupce. Pediveligerová larva produkuje vlákna, která usnadňují transport silou proudu, a mohou tak kolonizovat nové substráty nebo ulpívat na předmětech. Jako druh dna preferuje spíše tvrdé povrchy, nikoli jemné bahnité sedimenty.

Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) je koloniálně žijící mlž vytvářející velké drůzy připevněné na předmětech ve vodě pomocí vláken. Lastury jsou zašpičatělé trojúhelníkového tvaru, dosahují velikosti okolo 4–5 cm, v ČR bývají menší. Pohyblivá na větší vzdálenost je pouze plovoucí veligerová larva, která kolonizuje nové substráty. Slávičky jsou aktivní filtrátoři živící se sestonem (drobnými částicemi rozptýlenými ve vodě) v nouzi jsou však schopné také využívat rozpuštěné látky z vody. Slávička kvaga (*Dreissena bugensis*) je ekologicky podobný menší druh, někdy též považovaný za poddruh slávičky mnohotvárné.

Škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) je velký druh mlže dosahující velikosti až 25 cm s okrouhlou silně vyklenutou lasturou. Rozmnožovací stádium (glochidie) parazituje na širokém spektru druhů ryb (a to jak invazních druhů z jihovýchodní Asie, tak domácích druhů). Juvenilní i dospělí jedinci žijí částečně zahrabaní v jemnějších substrátech, pomaleji tekoucích řek, nebo i v nádržích. Živí se filtrací sestonu z vodního sloupce, zejména řasami.

2.1.6.2 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Korbikula asijská (*Corbicula fluminea*) je původem z jihovýchodní Asie. Její invaze v Evropě postupuje od západu, kde byla poprvé zaznamenána v Portugalsku. V současnosti dosahuje nový areál až na Balkán. Šíří se jak přirozeně pomocí larev, tak na větší vzdálenosti, pravděpodobně v balastní vodě. Někdy bývá pěstována jako okrasné akvarijní zvíře.

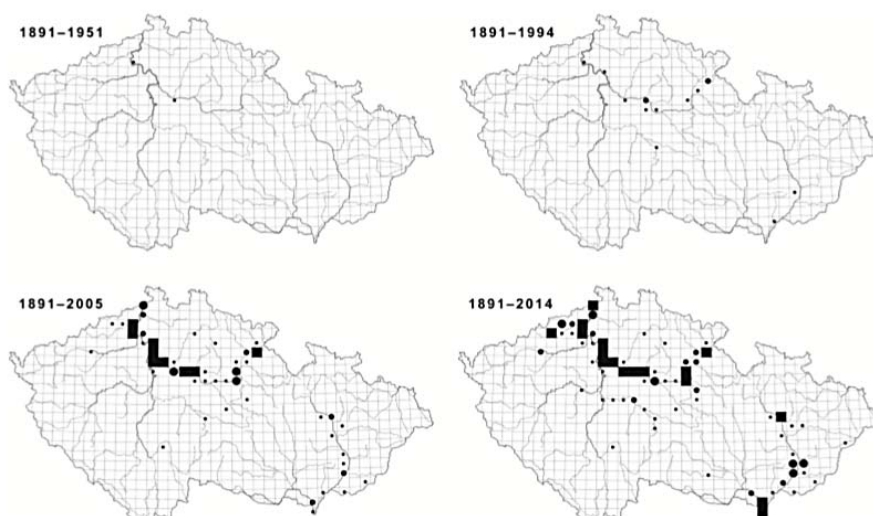
Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) je klasickým příkladem druhu s Ponto-Kaspickým areálem zahrnujícím povodí Kaspického a Černého moře. Přirozený areál v povodí Dunaje však nezahrnoval území ČR. Invaze do střední a západní Evropy souvisí s budováním sítě plavebních kanálů a lodní dopravou. Nejčastěji dochází k šíření ve formě dospělců přichycených na lodích a nebo veligerových larev v balastní vodě. V současné době již obsadila pravděpodobně většinu klimaticky příznivého areálu až po jižní Skandinávii. Invaze významně zasáhla Severní Ameriku.

Slávička kvaga (*Dreissena bugensis*) pochází z povodí Dněpru. V současné době se projevuje jako významný invazní druh v Severní Americe a rychle se šíří v západní Evropě (Aldridge a kol. 2014). U nás dosud nebyla zaznamenána.

Slávička kvaga (*Dreissena bugensis*) pochází z jihovýchodní Asie, kde obývá velký areál zasahující do mírného klimatického pásma. Druh je zde kulinářsky oblíbeným mlžem a je šířen i pěstován. Do Evropy se dostala opakovaně s největší pravděpodobností při dovozech ryb v podobě parazitujících glochidií. Druh se v současnosti v Evropě šíří (Lopes-Lima a kol. 2016).

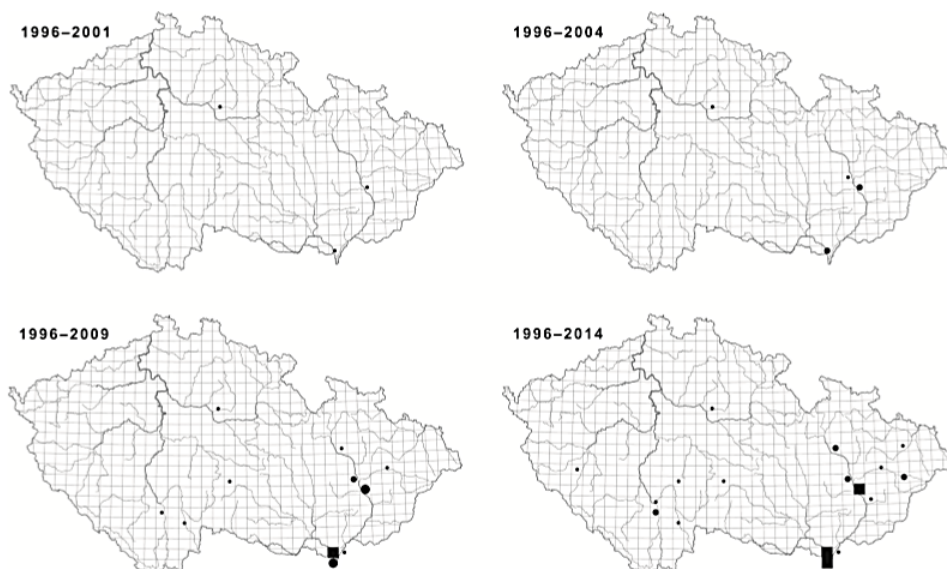
2.1.6.3 Rozšíření v ČR

Vývoj a rozšíření invazních vodních měkkýšů je díky dlouhodobé aktivitě specialistů na tuto skupinu (L. Beran, K. Douda a dalších) dobře zdokumentován a výsledky byly recentně publikovány (Lorencová a kol. 2015). V současnosti je dokončován výzkumný projekt zaměřený speciálně na výzkum ekologie škeblice asijské, jehož výstupy proto dosud nejsou v této metodice zohledněny.



Obr. 10 - Vývoj rozšíření druhu slávičky mnohotvárná, *Dreissena polymorpha* v ČR, plocha vyplněného čtverce odpovídá semikvantitativnímu hodnocení počtu nálezů a početnosti. Převzato z (Lorencová a kol. 2015)

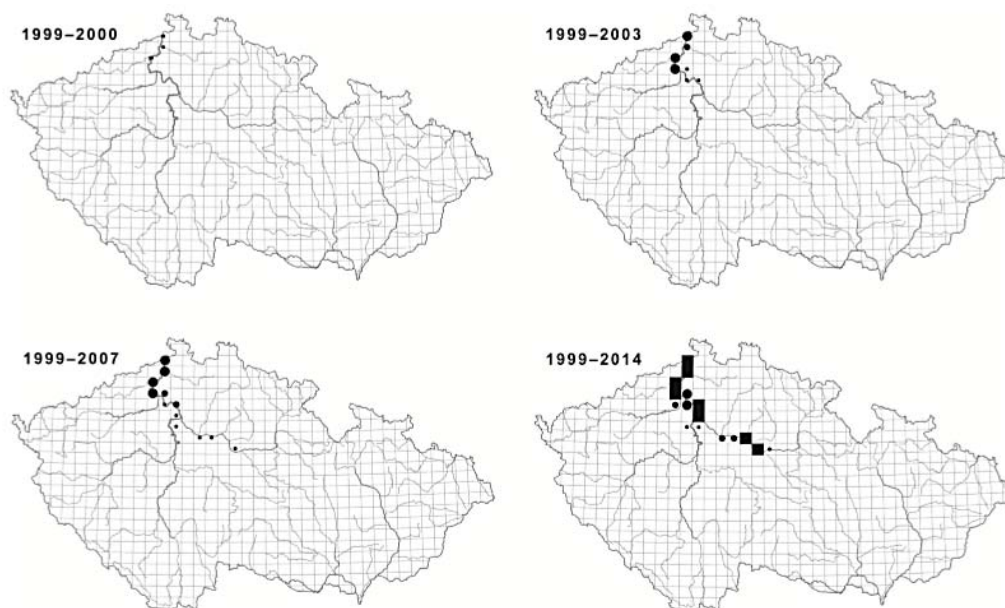
Slávička mnohotvárná se vyskytuje na území ČR již dlouhou dobu. První výskyt byl zaznamenán v Severních Čechách, nikoli na jiho-východě Čech, které jsou přímo propojeny Dunajem s přirozeným areálem. Šíření druhu není příliš rychlé. Zahrnuje zejména regulovaný úsek Labe a některé izolované stojaté vody jako jsou pískovny. Doposud chybí v povodí Odry, kde splavný úsek nezasahuje na naše území (Lorencová a kol. 2015).



Obr. 11 - Vývoj rozšíření druhu škeblice asijská, *Sinanodonta woodiana* v ČR, plocha vyplněného čtverce odpovídá semikvantitativnímu hodnocení počtu nálezů a početnosti. Převzato z (Lorencová, Beran a kol. 2015)

Škeblice asijská *Sinanodonta woodiana* se objevila v ČR recentně. Z původního centra výskytu na jihovýchodě státu postupně kolonizuje nové biotopy i v povodí Labe a Odry (Beran 2008). Její invazní

potenciál pravděpodobně není na většině území limitován ani tepelně, ani nedostatkem hostitelů, a lze očekávat podstatně širší rozšíření (Douda 2013; Douda a kol. 2012; Reichard a kol. 2012).



Obr. 12 - Vývoj rozšíření druhu korbikule asijská, *Corbicula fluminea* v ČR, plocha vyplněného čtverce odpovídá semikvantitativnímu hodnocení počtu nálezů a početnosti. Převzato z (Lorencová a kol. 2015)

Korbikule asijská *Corbicula fluminea* se ze sledovaných druhů objevila na našem území nejpozději, v roce 1999. Pronikla Labskou vodní cestou a dosud se v podstatě omezuje na úsek Labe a Vltavy s vodní dopravou (Lorencová a kol. 2015). Na dolním Labi tvoří dominantní druh velkých mlžů kolonizující šterkové a kamenité substráty. Lze očekávat další rozsáhlé šíření v proudnějších tocích.

2.1.6.4 Impakt skupiny

V evropském měřítku je druhem s největším impaktem z druhů hodnoceným metodou GISS slávička mnohotvárná, a to s vlivem jak na biodiverzitu, tak na socio-ekonomické zájmy člověka (Lavery a kol. 2015). Některé druhy suchozemských bezobratlých při hodnocení alogickou metodou však dosahují podstatně většího impaktu (Vaes-Petignat a Nentwig 2014). Změny v kolonizovaných evropských habitatech jsou obvykle menší než v Severní Americe v oblasti Velkých jezer nebo v řekách východního pobřeží, kde došlo ke kompletní přestavbě trofických sítí.

Hodnocení vlivu tří rozšířenějších mlžů na biodiverzitu v ČR je obtížné pro nedostatek informací. Slávička a korbikula se vyskytují obvykle v hojných počtech jen v antropogenně pozměněných biotopech. Korbikula dosud obsazuje biotopy, kde nekonkuruje přímo domácím mlžům. Např. u slávičky bylo zaznamenáno, že využívá domácí druhy mlžů v pískovnách jako podklad, což může vést k zhoršení reprodukce hořavek kladoucích jikry do plášťové dutiny škeblí (Vrtílek a Reichard 2012). Zásadní negativní vliv slávičky na hospodářství není z českých zemí spolehlivě dokladován.

Jako významnější se jeví v našem kontextu z pohledu vlivů škeblíce asijské. Jakožto druh vytvářející velké biomasy může působit při masových úhynech, dokumentovaných např. z Maďarska, významné problémy na rekreačních vodách. Škeblíce také může významně zasahovat do hostitelsko-parazitických vztahů domácích druhů (Douda a kol. 2012) nebo interagovat s rybníčním hospodářstvím. Doložený negativní vliv z ČR však nebyl dosud publikován a je ve fázi výzkumu.

V ČR se vyskytují i další invazní vodní měkkýši, u většiny z nich je však impakt minimální, nebo nezaznamenaný. Příkladem může být např. druh *Ferrissia fragilis* (Beran a Horsák 2007; Lorencová

a kol. 2015). Pouze u druhu *Potamopyrus antipodarum*, písčák novozélandský je impakt udáván Lavertym (Laverty a kol. 2015) a je pojednán ve skupině bentických organismů v příslušné kapitole.

2.2 Ryby

2.2.1 Volně se šířící ryby – Stav poznání

Jedná se o druhy, které byly zavlečeny nebo se rychle šíří mimo původní areál rozšíření. Mezi druhy ze vzdálených oblastí, které se na naše území dostaly pouze díky nezamýšlené lidské činnosti, a to zejména díky únikům a vypouštění z chovů a lodní dopravě, patří vedle níže popsaných druhů také slunečnice zelená (*Lepomis cyanellus*), koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*), pancéřníček kropenatý (*Megalechis thoracata*) nebo živorodka duhová (*Poecilia reticulata*). Tyto druhy ale dosud nikde v ČR nevytvořili (ani dočasně) invazně se chovající populace a v nejbližší době to není ani předpokládáno, popis ani metodika se jim proto nevěnují. Navíc nejsou uvedeny v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016) ani nefigurují na seznamu invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014).

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy ryb, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.2.1.1 Specifikace skupiny

Střevlička východní *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846) – máloostní (Cypriniformes)

Karas stříbřitý *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) – máloostní (Cypriniformes)

Karas ginbuna *Carassius langsdorfii* (Temminck a Schlegel, 1846) – máloostní (Cypriniformes)

Sumeček americký *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819) – sumci (Siluriformes)

Sumeček černý *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) – sumci (Siluriformes)

Slunečnice pestrá *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) – ostnoploutví (Perciformes)

Hlaváč říční *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) – ostnoploutví (Perciformes)

Hlaváč holokrký *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857) – ostnoploutví (Perciformes)

Hlaváč černoústý *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) – ostnoploutví (Perciformes)

Hlaváč Kesslerův *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) – ostnoploutví (Perciformes)

Hlavačkovec Glenův *Perccottus glenii* (Dybowski, 1877) – ostnoploutví (Perciformes)

Všechny druhy jsou uvedeny v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016), střevlička východní a hlavačkovec Glenův navíc také figurují na seznamu invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014).

Zvažovány byly ještě následující druhy, pro které ale z níže uvedených důvodů není navržena metodika sledování.

Slunečnice ušatá (*Lepomis auritus*)

Pochází původně ze Severní Ameriky, konkrétně z úmoří Atlantického oceánu z východních povodí Kanady a USA od jižního Québecu až na jih povodím řeky Mississippi, včetně oblasti Velkých jezer. Byla hojně rozšířena i mimo oblast přirozeného výskytu, zejména z důvodu oblíbenosti mezi sportovními rybáři. Je chována také akvaristy. Vysazena byla například na západ Spojených států (do Texasu či Louisiany), v Mexiku, Portoriku, z evropských zemí potom v Itálii a Německu. O aktuálním rozšíření v České republice nejsou ale žádné záznamy, první pokus o vysazení proběhl v roce 1913.

Piskoř dálnovýchodní (*Misgurnus anguillicaudatus*), blatňák menší (*Umbra pygmaea*), slunečnice zelená (*Lepomis cyanellus*)

Ani jeden z těchto druhů není v ČR rozšířen a nepředpokládá se šíření znamenající významné vlivy na zdejší přírodu. Ukáže-li se tento předpoklad jako chybný, bude třeba šíření druhů také detailně sledovat.

2.2.1.2 Kategorizace v seznamech IAS

Pseudorasbora parva (Temminck et Schlegel, 1846) – Černý seznam ČR (BL3) + IAS s významným dopadem na Unii

Carassius gibelio (Bloch, 1782) – Černý seznam ČR (BL3)

Carassius langsdorfii (Temminck a Schlegel, 1846) – Černý seznam ČR (BL3)

Ameiurus nebulosus (Lesueur, 1819) – Černý seznam ČR (GL)

Ameiurus melas (Rafinesque, 1820) – Černý seznam ČR (BL3)

Lepomis gibbosus (Linnaeus, 1758) – Černý seznam ČR (BL3)

Babka gymnotrachelus (Kessler, 1857) – Černý seznam ČR (WL)

Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814) – Černý seznam ČR (WL)

Neogobius melanostomus (Pallas, 1814) – Černý seznam ČR (BL3)

Ponticola kessleri (Günther, 1861) – Černý seznam ČR (WL)

Perccottus glenii (Dybowski, 1877) – Černý seznam ČR (BL3) + IAS s významným dopadem na Unii

2.2.1.3 Ekologie a biologie

Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). Drobná stříbřitá kaprovitá rybka dožívající se většinou tři let, maximální zjištěný věk je pět let (Novikov a kol. 2002). Dorůstá 8 cm, výjimečně zaznamenány jedinci větší (Berg 1964) vážící až 17 g (Movčan a Kozlov 1978).

Žije v malých hejnech. Zdržuje se u dna nebo v mělkých litorálech porostlých submerzní a emerzní makrovegetací, kam se nedostanou větší predátoři, jen vzácně vyplouvá na volná místa či k hladině (Dubský a kol. 2003, Němec 2008). Obývá různorodá stanoviště mimo horské oblasti, zejména zarostlé kanály, rybníky a tůň (Kottelat a Freyhof 2007). Dospělci se vyskytují také v proudných místech toků, trvalý výskyt je ale limitován rychlostí proudu do 0,15 m/s (Sunardi a kol. 2006). Je tolerantní vůči nižší koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě, je jedním z mála druhů v ČR schopných přežít zimní období hypoxie (0,5–1,5 mg/l O₂). Za nepříznivých podmínek vyhledává vhodná stanoviště níže po proudu, následně migruje opět proti proudu. Plůdek je planktonofágní, dospělci jsou bentofágní. Živí se především hmyzem, žerou také plůdek a jikry ryb (Billard 1997) stejně jako koryše a rostlinnou potravu (Movčan a Kozlov 1978).

Pohlavně dospívá již po jednom roce života (Muchačeva 1950), kdy měří kolem 3 cm. Střevličky východní se třou v příbřežní zóně stojatých vod a v tišinách toků, kde lepí jikry pod kameny nebo na rostliny a větve, a to 3-4x ročně při teplotách vody nad 10 °C, tedy od března do srpna, někdy až do října (Černý 2007, většina ostatních autorů uvádí nutné teploty pro rozmnožování vyšší). Samci se o hnízda starají až do doby před vylíhnutím plůdku (Kottelat a Freyhof 2007). Doba inkubace je poměrně dlouhá, i proto je plůdek po vylíhnutí velmi pohyblivý a je schopen aktivně unikat predátorům.

Karas stříbřitý (*Carassius gibelio*). Taxonomie karasů včetně postavení karase stříbřitého ještě není vyjasněna. Ačkoli jsou karasi obecně řazeni do existujících druhových taxonů, nemusejí všichni splňovat kritéria druhu, a to kvůli kombinaci více genomů v jednom jedinci nebo netypickému rozmnožování, jako je tvorba klonálních linií, jak bude popsáno níže.

Karas stříbřitý žije ve sladkých i brakických vodách. V hejnech se pohybuje u dna i ve vodním sloupci, není teritoriální. Preferuje stojaté a pomalu tekoucí vody, jako jsou dolní toky řek, ramena, jezera, údolní nádrže a rybníční soustavy (Kottelat a Freyhof 2007). Lze ho nalézt i ve znečištěných i silně eutrofizovaných vodách, dokáže přežít zvýšené koncentrace amoniaku i období masivního rozvoje sinic (Perdikaris a kol. 2012). Díky speciální kompenzační reakci hepatocytů odolává i teplotním extrémům, a to prakticky od zamrznutí až po 30 °C (Antonova 2010). Karas stříbřitý je vysoce tolerantní i k extrémně nízkým hodnotám rozpuštěného kyslíku ve vodě a dokáže tak přežívat i v prakticky anoxickém prostředí (Lusková a kol. 2002). Karas stříbřitý má tedy schopnost obsadit i lokality, kde jiné druhy ryb nepřežívají (Richardson a kol. 1995).

Ve vhodných podmínkách je růst karase stříbřitého relativně rychlý, v prvním roce života dorůstá délky 50–110 mm a během druhého roku až dvojnásobku. Maximální velikost je kolem 50 cm při váze až 3 kg, obvykle (v závislosti na typu lokality) jsou jedinci mnohem menší (Hanel a Lusk 2005). Dožívá se 7–9 let. Živí se různorodou potravou, plůdek přijímá zejména živočišnou potravu (zooplankton) a až později přechází na potravu smíšenou (Firlová 2013).

Karas stříbřitý je často chybně označován jako jednopohlavní druh. Ačkoli některé biotypy jsou tvořeny téměř výhradně jedinci samičího pohlaví, někdy se vyskytují i samci. K rozmnožování dochází v našich podmínkách od května ve dvou až třech dávkách, jikry karas stříbřitý klade na vodní rostlinstvo, každá samice může ročně naklást 10 000 až 150 000 jiker.

Karasi jsou evolučně tetraploidního původu, mají přibližně dvojnásobný počet chromozomů a dvojnásobné množství DNA v buněčných jádrech než většina ostatních druhů patřících mezi kaprovité ryby. Biologicky se ale projevují jako diploidi a probíhá u nich standardní meióza.

Triploidní biotypy karase stříbřitého jsou pravděpodobně schopné se rozmnožovat gynogeneticky i bisexuálně. Při gynogenetickém rozmnožování samice produkují diploidní vajíčka, jejichž další vývoj musí být spuštěn spermií od samce jiného, obvykle příbuzného druhu. Spermie se v takovém případě na genotypu potomstva geneticky nepodílejí (s výjimkou níže popsaného scénáře vzniku alotetraploidních hybridů). Tento způsob rozmnožování vede k tvorbě klonálních linií, v nichž se samci vyskytují pouze ojediněle. Pokud je jikra oplodněna homologním spermatem karase stříbřitého s vhodným genomem, proniklá spermie v jikře dekondenzuje a vzniká samčí prvojádro, které splyne se samičím. V zygotě proběhne rekombinace a z jejího genomu je odstraněn určitý počet chromozomů (přibližně polovina chromozomů matky) vytvořením dalšího polárního tělíska. Alternativní vysvětlení předpokládá, že jsou tyto chromozomy pozdrženy v buňce do doby jejich rozpuštění (Kalous 2013).

Avšak i při gynogenetickém rozmnožování může dojít k pravému oplození a k zabudování genomu spermie do genomu potomstva. Vzniklý jedinec je alotetraploidní hybrid z triploidního vajíčka triploidního biotypu karase a haploidní spermie iniciujícího samce obvykle jiného druhu. V literatuře se často zmiňuje výskyt tetraploidních karasů stříbřitých (obvykle v populacích triploidního biotypu), a to včetně populací nacházejících se v České republice. Domnělí tetraploidní jedinci jsou ale nejspíše alotetraploidní hybridy, morfologicky těžko odlišitelní od zbytku populace (Kalous 2013).

Karas ginbuna (*Carassius langsdorfii*) obývá různé typy stojatých a pomalu tekoucích vod. Je velmi obtížné ho odlišit od dalších druhů karasů jen na základě vnějších znaků. Karas ginbuna je často označován za poddruh *Carassius auratus langsdorfii*. Další japonští karasi *Carassius auratus buergeri* (nagabuna, kinbuna nebo okinbuna) a *Carassius auratus grandoculis* (nigorobuna) jsou někdy považováni za morfologické varianty karase ginbuny. Ginbuna možná představuje geneticky komplikovanou skupinu polyfyletického původu (Murakami a kol. (2001). Introdukce do Evropy proběhla minimálně po dvou liniích (Kalous a kol. 2012). Jeho populace tvoří diploidní nebo polyploidní (triploidní, případně tetraploidní) jedinci, kteří se mohou rozmnožovat gynogeneticky (viz výše popis karase stříbřitého) nebo pohlavně (diploidi) (Murakami a kol. 2001).

Sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*) je teplomilný a vyhýbá se mělkým rychleji proudícím vodám. Proto dává přednost prohřátým stojatým vodám, jako jsou tůně a odstavená říční ramena, kde se zdržuje u dna na členitých místech s dostatkem úkrytů. Většina stanovišť je zarostlá vegetací a s bahnitým dnem. Snáší nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě. Obývá i osově toky, zřídka i v místech brakické vody (Scott a Crossman, 1973). Dobře snáší nepříznivé podmínky, za nízkých vodních stavů překonává nepříznivé období zahrabán do bahna.

Sumeček americký dorůstá do 50 cm a 2,8 kg. Dospívá ve 2–3 letech, v našich podmínkách se většinou dožívá 3–6 let. Rozmnožování probíhá od května do července. Samice vybírá místo pro hnízdo na písčitém dně (prohlubeň ukrytá pod vodním rostlinstvím, kořeny nebo jinými překážkami), které očistí. Samec pak po výtěru nakladené jikry chrání až do vylíhnutí. Mezitím k nim přihání čerstvou vodu ploutvemi a zbavuje je kalu a nečistot. Jikry jsou velké v počtu několika tisíc a jejich snůška na hnízdě připomíná žabí vajíčka. Ještě i vylíhlý plůdek je až do rozplavání ve stáří asi 12 dnů střežen samcem a někdy i oběma rodiči (Page a Burr 1991), což je jedním z rysů relativní K-strategie.

Aktivnější je za šera, během dne se pohybuje zejména v zastíněných stanovištích. Je všežravý, živí se téměř veškerou dostupnou potravou, ale preferuje kořist živočišného původu. Potravu tvoří v závislosti na dostupnosti bentické organismy, jikry, plůdek ryb a další vodní živočichové, zbytky rostlinstva, semena nebo řasy (Scott a Crossman 1973). V zimě omezuje příjem potravy na minimum.

Sumeček černý (*Ameiurus melas*) se podobně jako sumeček americký vyskytuje ve stojatých nebo velmi pomalu tekoucích vodách s měkkým písčitým, kamenitým nebo bahnitým dnem. Typickými stanovišti jsou tůňe, slepá ramena, tišiny v tocích nebo rybníky.

Jedinci tohoto druhu mohou dorůst velikosti 60 cm a váhy do 3,5 kg. Dožívají se až 15 let. Samice začínají klást jikry v dubnu a v některých lokalitách kladou až do června. Vyhlebují si kruhovitě jamky v substrátu, do kterých kladou okolo 2000 až 6000 jiker, mohou se třít až pětkrát za hodinu. Plůdek se kulí zhruba po týdnu. Oba rodiče (ale zejména samci) chrání jikry i plůdek až do velikosti několika centimetrů. Sumeček černý je všežravý, loví zejména v noci a živí se bentickými živočichy, plůdkem a drobnými rybami, měkkýši, korýši, obojživelníky nebo i rostlinnými zbytky (Etnier a Starnes 1993), přičemž potravu vyhledávají pomocí vousků.

Slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*). Dožívá se až 12 let (Hubbell 1966) a dorůstá až 40 cm (Page a Burr 1991), v podmínkách ČR do 7 let a 20 cm. Poprvé se rozmnožují většinou ve dvou letech. Tření probíhá v květnu a červnu. Výrazné zbarvení se v období tření zvyrazňuje, zejména u samců. Ti v teplých mělčinách hloubí do dna mělké jamky, do nichž nanášejí úlomky vodní vegetace (Gross a Sargent 1985). K hnízdu potom lákají samice, které se vytírají ve 2–5 dávkách. Plůdek zůstává kolem 11 dnů po vylíhnutí v hnízdě hlídaném v té době agresivním samcem (Danylchuk 1994). Potravu tvoří plankton, hmyz, korýši a plůdek ryb včetně vlastního druhu (Berg 1964; Scott a Crossman 1973), což může být důvodem relativně málo početných populací. Zejména mladí jedinci tvoří hejna, starší se zdržují pouze v malých skupinkách nebo i jednotlivě. Aktivní jsou více v průběhu dne, zejména během odpoledne.

Hlaváč říční (*Neogobius fluviatilis*) obývá pobřeží a ústí řek, sladkovodní i brakické laguny, jezera, střední až velké řeky s písčitým nebo bahnitým dnovým substrátem, kde je nejčastěji detekován. Tento druh patří mezi nejpočetnější druhy říčních delt.

Žije až do 5 let. Pohlavní dospělost obvykle ve 2 letech. Tře se od dubna do července, lokálně až do září, když teplota dosáhne kolem 13 °C. Samice se mohou vytírat opakovaně. Samci vykazují v období reprodukce výrazný pohlavní dimorfismus – tmavě černé zbarvení s výraznými žlutými ploutvemi. Jikry lepí na kameny, skořápky mušlí nebo rostliny. Po výtěru samci pečují o hnízdo. Živí se především bezobratlými s potravní specializací na měkkýše

Hlaváč holokrký (*Babka gymnotrachelus*) žije v lagunách, slepých ramenech, jezerech, velkých řekách i rychle proudících potocích. Preferuje písčité nebo bahnité dno, zejména porostlé vodními rostlinami. Dorůstá většinou do 16 cm (Kottelat a Freyhof 2007). Stejně jako ostatní hlaváči nemá plynový měchýř a břišní ploutve má srostlé v přísavku.

Dožívá se 4–5 let, poprvé se většinou rozmnožuje ve dvou letech. Tření probíhá v dubnu až červnu, výjimečně až do srpna. Samice se tedy rozmnožují i několikrát, ale často jen v rámci jediné sezóny. Jikry kladou na kameny, lastury a vodní rostliny. Samci střeží snůšky až do jejich vykulení (Kottelat a Freyhof 2007). Živí se zejména drobnými rybami, korýši, měkkýši a vodním hmyzem (Strautman 1972).

Hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*) dorůstá až 25 cm, v řekách do 20 cm. Preferuje mělké brakické vody (je relativně tolerantní k vyšší salinitě), ale vyskytuje se běžně také ve sladkých vodách (Skóra a kol. 1999). Žije u dna v lagunách a jezerech, velkých řekách, přístavech, na písčitém i skalnatém substrátu nebo dně zarostlém vegetací (Kottelat a Freyhof 2007). Daří se mu hlavně v teplejších oblastech. Je schopen snášet prostředí s nízkým obsahem rozpuštěného kyslíku ve vodě po dobu

několika dnů (Skóra a kol. 1999). Vyhýbá se silně proudícím úsekům řek. Ukrývají se mezi kameny, v regulovaných tocích za stanoviště slouží kamenné výhony a záhozy břehů.

Dožívá se cca. 4 let. Tření probíhá od dubna do září v mělkých vodách. Samice se poprvé rozmnožují většinou ve dvou letech, mohou klást jikry až 6x během sezóny. Třou se na dno (kameny, lastury, vodní rostliny), ve snůškách je až 5000 jiker. Jsou schopni jikry přilepit i na trup lodí, čímž se dále šíří mimo areál původního rozšíření. Samci se rozmnožují ve 3–4 letech, v této době jejich tělo zcela ztmavne. Samci o snůšky pečují až do jejich vylíhnutí a poté hynou, rozmnožují se tedy jedinkrát za život (Skóra a kol. 1999). Hlaváč černoústý je aktivní v noci i ve dne. Živí se širokou škálou bezobratlých a malých ryb, preferují měkkýše (Simonovič a kol. 2001).

Hlaváč Kesslerův (*Ponticola kessleri*). Tento druh má velkou zploštělou hlavu s dolní čelistí přesahující horní (Smirnov 1996). Dorůstá 22 cm (Muus a Dahlström 1968). Obývá zejména sladké vody a brakické vody s velmi nízkou salinitou. Vedle dolních toků řek a lagun se vyskytuje také v jezerech, velkých řekách, přístavech. Preferuje dno kamenité, skalnaté nebo silně zarostlé vegetací, a to jak ve stojatých tak v tekoucích vodách (Kottelat a Freyhof 2007).

Poprvé se rozmnožuje ve dvou letech, a to od března do května. Jikry přilepuje na kameny, lastury a vodní rostliny. Samci hlídají snůšky až do vykulení (Kottelat a Freyhof 2007). Živí se zejména korýši a drobnými rybami (Strautman 1972, Miller 1986).

Hlavačkovec Glenův (*Perccottus glenii*). Vyskytuje se především ve stojatých sladkovodních i brakických vodách ideálně s dostatkem vodní vegetace, lotickým systémům se naopak vyhýbá. Pohlavní dospělost je velmi rychlá obvykle ve věku 1–3 při dosažení délky těla okolo 6 cm. Výtěr je opakovaný od května do července při teplotě vody cca. 15 °C. Jikry nemají kulovitý tvar a jsou lepeny v pásech na mrtvé dřevo a vegetaci. Samci pečují o hnízdo i raná vývojová stadia.

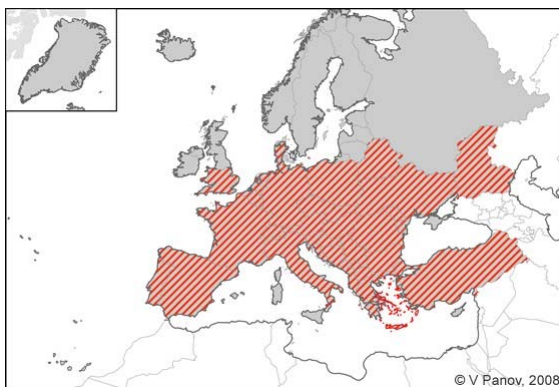
Tolerantní k nízkým koncentracím kyslíku a přežívá i úplné vymrznutí lokality s úkrytem v substrátu a částečnou hybernací. Významný predátor živící se bezobratlými, obojživelníky a rybami.

2.2.1.4 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Střevlička východní

Původní areál rozšíření druhu je na Dálném východě, zejména v Číně a přilehlých oblastech včetně Koreje, Japonska a Taiwanu. Na severu areál končil v povodí Amuru (Rusko, Mongolsko), na jihu v povodí Perlové řeky (hranice Číny s Vietnamem) (Kottelat a Freyhof 2007).

V roce 1960 byla introdukována společně s plůdkem amura bílého (a možná i tolstolobika bílého) do Rumunska (Bănărescu 1999). Další introdukce proběhla do Ruska a na Ukrajinu. Z těchto oblastí se pak střevlička východní šířila prakticky po celé Evropě. Šlo zejména o invazní chování podpořené dalším zavlečením s násadami ryb hospodářsky významných druhů. V povodí Dněstru na Ukrajině je výskyt střevličky uváděn od roku 1962 (Kozlov 1974). V Maďarsku se objevila také již v 60. letech minulého století, na území Slovenska byla poprvé zaznamenána v roce 1974 v periodicky zaplavované tůni u řeky Tisy (Žitňan a Holčík 1976). Na území České republiky byl její výskyt zaznamenán v roce 1982 v rybníku Vidlák u Jindřichova Hradce, kam byla zavlečena v roce 1981 Státním rybářstvím z Maďarska společně s násadou rychleného plůdku amura bílého (Jankovský 1983, Wohlgemuth a Šebela 1987). V Rakousku se objevila v roce 1982 (Weber 1984), v Německu v roce 1984 (Arnold 1985) a v Polsku brzy po roce 1990 (Kotusz a Witkowski 1998), v Holandsku a v Belgii v roce 1992, v Dánsku potom roku 2002 (Olesen a kol. 2003). Vyskytuje se již od 90. let také např. v Alžírsku (Perdices a Doadrio 1992), Íránu (Coad a Abdoli 1993) nebo Turecku (Wildekamp a kol. 1997).



Obr. 13 - Rozšíření střevličky východní v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

K šíření dochází pochopitelně rychleji unášením jedinců při povodňových průtocích, kdy se střevličky mohou šířit v zaplavovaných územích i do vodních ploch mimo hlavní toky. Podobně se šíří s vodou vypouštěnou v souvislosti s výlovem rybníků. Množství uniklých ryb při výlovu evokuje masovou poproudovou migraci (Konstanz 2013).

Karas stříbřitý

V Evropě popsal Bloch roku 1782 druh nyní chápaný jako karas stříbřitý pod jménem *Cyprinus gibelio*, jako typovou lokalitu uvedl např. Prusko, Pomořansko a Slezsko. Mnozí autoři se však domnívají, že Bloch za karase stříbřitého označil jen formu karase obecného (Schiemenz 1935). Berg přiřadil roku 1932 jedince z asijské části Ruska do druhového taxonu *Carassius auratus* a nazval jej *C. auratus gibelio*. Bergův popis morfologicky odpovídal triploidnímu gynogenetickému biotypu karase stříbřitého, jehož expanze byla v 60. letech 20. stol. dokumentována např. v povodí Dunaje. Začalo se usuzovat, že karas stříbřitý je nepůvodní pro celou Evropu a jeho výskyt na tomto kontinentě je výsledkem introdukcí z východní Asie v první polovině 20. století spolu s rybami, jako jsou amur bílý, tolstolobik bílý a tolstolobec pestrý (Kalous 2013).

Proti hypotéze o zavlečení karase stříbřitého z východní Asie do Evropy člověkem ale stojí názor podporující jeho původní výskyt v Evropě. Na základě analogie přirozeného rozšíření jiných ryb pocházejících z východní Asie je pravděpodobné, že karas stříbřitý je původní ve východní i střední Evropě a dále na východ přes Sibiř až do povodí Amuru. Pravděpodobný původ je ve východní Asii, odkud se karasi stříbřítí šířily po ustoupení ledovců přes Sibiř do Evropy, s největší pravděpodobností přes bažinaté oblasti vytvořené tajícím ledem. Vzhledem k tomu, že k popsané expanzi areálu došlo přibližně před 8.000 lety, nelze podle analýz mtDNA takové šíření odlišit od umělého způsobeného recentně rybářským hospodařením (Kalous 2013).

Za úspěšností karase stříbřitého v obsazování nových území stojí především jeho vysoká odolnost vůči nepříznivým ekologickým podmínkám, schopnost rychlé adaptace, potravní oportunismus, brzká pohlavní zralost a především specifická reprodukční strategie (Perdikaris a kol. 2012).

Do Severní Ameriky byl karas stříbřitý introdukován již koncem 17. století a aktuálně je jeho výskyt prokázán ve všech amerických státech mimo Aljašky (Nico a kol. 2013). Můžeme ho nalézt i v Jižní Americe, kam byl introdukován na počátku 20. století z Evropy (Gomez a kol. 1997). V 60. letech byl introdukován také na Nový Zéland a od 70. let 20. století se vyskytuje v mnoha jezerech, přehradách a řekách v Austrálii (Lorenzoni a kol. 2007).

V Evropě lze nalézt různé mitochondriální linie – druhy, biotypy a jejich hybridy. Původní karas obecný je kompetičně vytlačován komplexem *C. auratus*, s jehož zástupci také úspěšně hybridizuje za vzniku plodných kříženců schopných další reprodukce.

Také původní přirozeně se vyskytující evropské populace karase stříbřitého byly zřejmě na mnoha místech zejména v severovýchodní Evropě vytlačeny introdukovanými populacemi

triploidního biotypu. Ten se po Evropě rozšiřoval především díky rybničním akvakulturám, protože často docházelo a stále dochází k zaměňování nedospělých karasů s násadou kapra obecného. K vytlačení původních populací došlo proto, že klonální rozmnožování teoreticky znamená exponenciální růst velikosti populace z generace na generaci, neboť potomky jsou opět téměř pouze samice a nedochází k plýtvání poloviny populace produkcí samců. Je pravděpodobné, že pokud původní karas stříbřitý v Evropě ještě existuje na více místech, jeho genom se mnohde stal součástí biotypů tvořících dnešní komplex *C. auratus*.

Triploidní biotyp karase stříbřitého je nejspíše hybridního původu, avšak doposud neznáme rodičovské druhy ani místo jeho vzniku. Lze jen spekulovat, že vznikl v povodí Amuru na Dálném východě, odkud pocházejí v současnosti oblíbené druhy evropského rybníkářství (amur a oba druhy tolstolobika), jejichž dovoz do Evropy se kryje s nárůstem početnosti populací karasů komplexu *C. auratus*.

Ferální karas zlatý se v omezené míře stále vyskytuje v některých oblastech Evropy s mírnější zimou včetně několika míst v ČR. V oblasti Albánie a jejího blízkého okolí žijí odlišné mitochondriální linie karase zlatého s rozdílnou introdukční historií, než jakou mají ferální „zlaté rybky“. Tyto ryby byly dovezeny přímo z Číny v druhé polovině 20. stol. a lze je nalézt např. ve Skadarském jezeře (Kalous 2013).

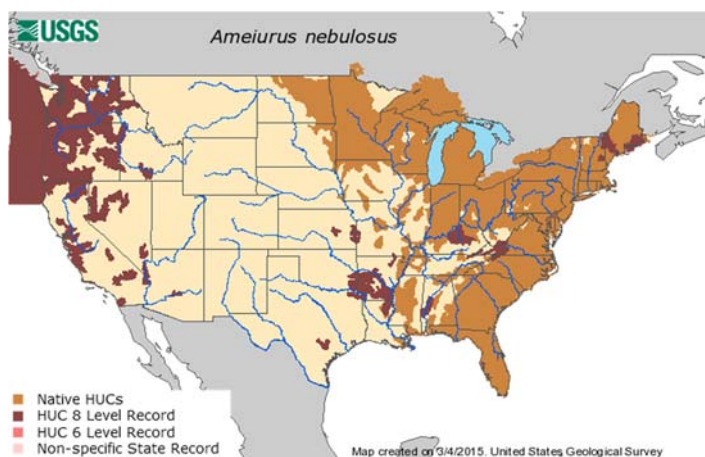
Karas ginbuna

Vyskytuje se původně pouze v Japonsku. Z Evropy je známo jen málo lokalit výskytu, což přímo souvisí s nedostatkem genetických analýz. Popsán byl zatím jen v řeckých jezerech (Tsipras a kol. 2009), severozápadní Itálii, jižní Bosně a Hercegovině a severním Německu (Kalous a kol. 2013). I proto je velmi obtížné zjistit, odkud druh na území České republiky proniknul. Vedle dovozu z Japonska připadá v úvahu zavlečení z jiných asijských zemí, kde se vyskytuje sekundárně (z Číny), podobně jako v případě karase stříbřitého nebo střevličky východní (Papoušek 2008). Možné je i zavlečení z jiných evropských států, z nichž pouze zatím není druh popsán, protože je tam zaměňován s karasem stříbřitým. A konečně je možné, že se druh nepozorovaně šíří po celou dobu s karasem stříbřitým.

Sumeček americký

Na severoamerickém kontinentu je tento sumeček běžným druhem rozšířeným na území od jižní Kanady (oblasti Velkých jezer, od Nového Skotska po Nový Brunšvik) až po Texas a Floridu (Coad 1995).

Jako dodatkový druh snášející znečištění vod a kyslíkové deficity byl sumeček americký introdukován v Severní Americe i mimo svůj původní areál rozšíření (Crossman 1991) a byl také dovezen do mnoha států Evropy, jmenovitě Bulharska, Rumunska, států bývalé Jugoslávie i bývalého Sovětského svazu, Německa, Dánska, Francie, Velké Británie a dalších (Scott a Crossman 1973, Bartley 2006, Uzunova a Zlatanova 2007). V ostatních částech světa byly introdukční pokusy sporadické, např. v Turecku nebo Íránu (Coad 1995) nebo Chile, Portoriku, Havaji a Novém Zélandu. Na některá tato místa byl vysazen jen z důvodu atraktivnosti pro sportovní rybáře.



Obr. 14 - Původní rozšíření sumečka amerického a místa introdukce v Severní Americe (<https://nas.er.usgs.gov>)

Sumeček černý

Areál původního rozšíření je v Severní Americe od oblasti Velkých jezer v Ontariu až po severní Mexiko (Welcome 1988).

Sumeček černý byl zavlečen na řadu míst po celém světě ale zejména v Evropě, jeho populace se etablovaly např. ve španělském Ebru, řadě povodí Francie, místy v Itálii, Nizozemí, Německu (Kottelat a Freyhof), rozmnožuje se i na východním Slovensku.

Slunečnice pestrá

Slunečnice pestrá je žije v čistých stojatých a mírně tekoucích vodách s bohatými porosty vodních rostlin v teplejších oblastech na východě Severní Ameriky od Nového Brunšviku po Jižní Karolinu (Page a Bur 1991).

Po světě byla vysazována zejména rybáři, u kterých je oblíbena kvůli poutavému vzhledu a chutnému masu. Rozšířena byla po teplých oblastech severoamerického kontinentu, dále do Střední a Jižní Ameriky, Afriky a téměř celé Evropy. Již kolem roku 1877 byla z Kanady převezena do jezírka zámku ve Versailles. Poté byla vysazena v Německu, počátkem 20. století se začala vyskytovat ve Skandinávii (Ondráčková 2010). Na začátku 20. století již obývala také střední Evropu. Do slovenského úseku Dunaje a hlavně do přilehlých ramen, tůní a kanálů pronikla z Maďarska, kde byla vysazena již v roce 1894.

Hlaváč říční

Původně se vyskytoval podél celého pobřeží Černého a Azovského moře, odkud proniká do delt a dolních toků řek. S pomocí navigačních kanálů a pravděpodobně rovněž jako příměs balastní vody v lodní dopravě se od roku 1997 šíří ve Vistule (Polsko) odkud se dostal až do Dněpru (Bělorusko). V povodí Dunaje je rozšířil až do Maďarska a byl introdukován do jezera Balaton. V posledním desetiletí byl hlášen rovněž dalšími dunajskými státy včetně Rakouska.

Hlaváč holokrký

Hlaváč holokrký obývá zejména sladké ale také brakické vody s nízkou salinitou v úmoří Černého, Azovského a Kaspického moře.

Jedná se o pontokaspický reliktní druh. Mimo jiné se vyskytuje v dolním toku Dněpru, Dněstru, Dunaje nebo Jižního Bugu. V Dněpru se druh přirozeně vyskytoval téměř až ke Kyjevu. V Dunaji podobně jako další druhy hlaváčů žil původně po bulharské město Vidin. Do přirozeného areálu patří přítoky a laguny v deltě Dunaje. Do středního Dunaje v Maďarsku byl hlaváč holokrký zavlečen (Guti 2004). V Německé části Dunaje se potom objevil v roce 2010 (Haertl a kol. 2012). Odtud dále pronikl do Rýna, kde se vyskytuje od roku 2010 (Borcherding a kol. 2011). Rozšířil se také dále do úmoří Baltického moře a odtud do povodí Visly (Daniliewicz 1996, Kostrzewa a kol. 2004, Jaroszevska a kol. 2008).

Hlaváč černoústý

Původně obýval úmoří Marmarského, Černého, Azovského a Kaspického moře včetně dolních toků velkých řek. Mimo původní areál se začal šířit koncem 20. století. Na Dunaji se původně vyskytoval na dolním toku až po Vidin. V roce 1997 byl zaznamenán v Srbsku (Simonović a kol. 1998). O dva roky později byl objeven v rakouském úseku Dunaje a krátce nato i v Maďarsku (Jurajda a kol. 2005). Na Slovensku byli první jedinci uloveni v srpnu 2003 poblíž Štúrova a na dolním toku Hronu, stal se zde nejpočetnějším druhem hlaváčovitých (Stráňai a Andreji 2004). V Chorvatsku byl objeven až v roce 2011 (Piria a kol. 2011), nesouvislý charakter šíření podporuje teorii zavlečení pomocí lodní dopravy s balastní vodou. Takto byl zavlečen kolem roku 1990 také do Baltského moře (Skóra a Stolarski 1993, Sapota a Skóra 2005), následně se rozšířil do Severního moře (van Beek 2006). Postupně se šíří proti proudu Rýna (van Kessel a kol. 2009) až na francouzské území včetně řeky Mosely (Manné a kol. 2013) a dále do Švýcarska (Kalchhauser a kol. 2013). Vyskytuje se již také v Belgii (Verreycken a kol. 2011). Šíří se i v oblasti Egejského moře (Eryilmaz 2002). Koncem 80. let 20. století byl s balastní vodou zavlečen také do Severní Ameriky do oblasti Velkých jezer (Jude a kol. 1992, Kornis a kol. 2012).

Hlaváč Kesslerův

Jedná se o pontokaspický reliktní druh. Původně se vyskytoval v lagunách a ústí řek v severozápadní části úmoří Černého moře v oblasti bulharského pobřeží, např. v jezerech Mandra, Vaya, Varna nebo Beloslavsko. Nevyskytuje se v Azovském moři. Obývá Dněpr, Dněstr a dolní partie několika dalších menších toků. V Dunaji se vyskytoval až po bulharské město Vidin, jednalo se o běžný druh v dunajské delty.

V roce 1996 byl zaznamenán na slovenském území v Dunaji (Stráňai a Andreji 2001) a od roku 2004 je zde nejpočetnějším druhem hlaváčovitých ryb (Jurajda a kol. 2005). V rámci dalšího šíření postoupil Dunajem přes Rakousko až do Německa (Seifert a Hartmann 2000, Wiesner 2003). V rámci šíření mimo areál přirozeného rozšíření kolonizoval hlaváč Kesslerův také Tisu (Harka a Bíró 2007). V letech 2000–2002 osídlil také východní pobřeží Černého moře v Turecku (Balik a Turan 2004). Od roku 2009 se vyskytuje již také v úmoří Severního moře v nizozemské řece Waal (van Kessel a kol. 2009). V dolním Rýnu se stal dominantním druhem hlaváčovitých ryb (Borcherding a kol. 2011). Rýnem vystoupil až do Francie a Švýcarska a rozšířil se i do řeky Mosely (Manné a kol. 2013).

Hlavačkovec Glenův

Původním areálem výskytu je pacifické pobřeží východní Asie zahrnující oblast Ochotského moře až po severní Koreu. V roce 1916 introdukovan do Petrohradu jako okrasná ryba, nyní se hojně rozšířil až po finské pobřeží, vyskytuje se v povodí řeky Vistuly (Baltské moře) v Polsku a na Ukrajině, opětovně introdukovan do Ruska, kde je velmi početný v jezer v okolí Moskvy. Dále se rozšířil do povodí Volhy, Dněpru, a Donu, jako příměs s plůdkem býložravých ryb dále do Katachstánu, Uzbekistánu, na jezero Bajkal, šíří se do Běloruska, Slovenska, vyskytuje se v povodí řeky Tisy až po Maďarsko, kde šíří aktivně prostřednictvím navigačních kanálů nebo pasivně jako kontaminant nasazovaných ryb.

2.2.1.5 Rozšíření v ČR

Střevlička východní

K masovému rozšíření na našem území velmi přispěla distribuce tržních a násadových ryb v rámci Oborového podniku Státní rybářství v osmdesátých letech minulého století (Konstanz 2013). Od devadesátých let se na jejím šíření do nových lokalit významně podepsal cílený chov jako vhodného druhu pro chov dravých druhů, kdy byla její přítomnost v rybnících místy podporována, a její využívání sportovními rybáři jako nástražní rybičky (Adámek a kol. 1996).

Aktuálně se nachází v celé České republice mimo horské oblasti a většinu toků pstruhového a lipanového pásma s chladnější a proudnou vodou. Na většině lokalit je výskyt stabilní, druh se v našich vodách (zejména v rybníčních oblastech a aluviálních biotopech) již naturalizoval. Popisem vývoje rozšíření se ve své diplomové práci detailně věnoval Goldstein (2012): „Lohniský a Oulehla

(1993) uvádějí, že do východních Čech byla zavlečena prokazatelně s násadou kapra importovanou z Maďarska přímo do rybníkářství Kopidlno v roce 1982. Poprvé zde byla nalezena v roce 1983 při výlovu kaprového rybníka „Komorní“ u Nouzova na Kopidlnsku v povodí Mrliny. Později byla nalezena zde v dalších kaprových rybnících i mimo Kopidlnsko a posléze unikla během výlovu i do Cidliny (u Nového Bydžova zjištěna v roce 1990). Na Pardubicku byla nalezena v rybníku „Labská“ u Sezemic v roce 1986 a při výlovu kaprového rybníka „Šmatlán“ u Vysokého Chvojna. Dále uvádějí lokality s nálezy na Znojensku: Malý Plenkovický rybník (1986), Přímětice (1988), Štítarské rybníky a Štítarský potok (1990-92), Znojmo (rybník „Hnědka“) v roce 1991, u Mikulova a u Horních Bojanovic byla zjištěna v roce 1992. Autoři předpokládají, že na jižní Moravu byla zavlečena již v letech 1965 a 1971 (z Maďarska). Jako v jedné z mála prací sledujících šíření střevličky jsou zde uváděna přesná data i lokality nálezů, ale i zeměpisné souřadnice. Rajchard (1992) upozorňuje na pozdní výtěr střevličky (nález u výpusti Opatovického rybníka). Na Voticku ji našel Hanel (1994), později v roce 2000 masově v rybníku Jordán u Býkovic (přírodní rezervace!) – při výlovu v roce 2011 zde již zjištěna nebyla, Hanel in verb.; v Labi ji v letech 1991-93 potvrdil Vostradovský (1994). Hohausová a Jurajda (1996) ji uvádějí z odstavených ramen řeky Moravy v okrese Uherské Hradiště. Halačka, Lusk a Lusková (1996) ji zmiňují z aluvia dolního toku Dyje. Kuřátko a Rejl (1998) ji našli v Pardubicích, Lohniský a Oulehla (1993) ve východních Čechách a na Znojensku. Při odloveh v letech 1997-99 byla zaznamenána v Jevišovce Křížkem, Švátou a Reiterem (2000). Kalous a Kurfürst (2000) střevličku potvrdili v revíru Sázava 5. V Kyjovce ji našli Václavík, Reichard a Jurajda (1998). V Bečvě ji zjistili Spurný, Mareš a Fiala (2000) v Osoblaze Lojkásek a kol. (2000). V Dyji ji zaznamenává Reiter (2001). Ve Stropnici byla zaznamenána Matěnovou a Matěnou (2002). V Hané byla registrována Prokešem a Barušem (2002). V Dyji evidována Sýkorou a kol. (2002), v Bihance Křížkem a Reiterem (2002) a v Želetavce Křížkem a Reiterem (2002). V Chotýšance (přítok Blanice, povodí Sázavy) byla zjištěna v potravě vydry říční (Čech a Čech 2001). V Labi v letech 1996-97 prokázal přirozenou reprodukci Slavík (1999) (Hanel 2003a).“

Karas stříbřitý

V České republice byl karas stříbřitý popsán poprvé v roce 1976 v povodí dolní Dyje a Moravy, kam se dostal z dunajského říčního systému. V období 1976-1985 byly známy jen triploidní samice. Později se objevili triploidní samci a tetraploidní samice, ale jejich výskyt je sporadický (Lusková a kol. 2008). Během pouhých 15 let karas stříbřitý obsadil prakticky veškerá vhodná stanoviště (Lusková a kol. 2010).

Karas ginbuna

V roce 2000 byli v Chrudimce u Bojanova uloveni a následně pomocí mtDNA analýzy determinováni dva jedinci karase ginbuny. Jednalo se o triploidní samice. Na lokalitu se druh dostal s největší pravděpodobností zavlečením z asijského zdroje s násadou jiných ryb, možná přímo z Japonska s okrasnými kapry formy koi (Kalous a kol. 2005, Kalous a kol. 2007). Dále byla klonální populace karase ginbuny determinována ještě v umělém mokřadu v zátopovém pásmu dolního toku řeky Moravy (Papoušek 2008). Z roku 2007 pochází ulovené exempláře z tůní poblíž Českých Budějovic (Rylková a Kalous 2013).

Sumeček americký

Na území České republiky se dostal pravděpodobně již v roce 1890, a to nejprve na Třeboňsko, kde byl zpočátku chován v rybnících. Sumečci ale v našich podmínkách nedorůstali takových rozměrů, aby našli uplatnění na trhu. Jejich rozměry jen ojediněle překračující 30 cm délky, ale přesto byl sumeček vysazen na mnoha dalších místech a v řadě případů i do volných vod. Lokálně se dokázal díky svým konkurenčním vlastnostem rychle namnožit.

V současnosti se výskyt tohoto druhu omezuje jen na některé oblasti v teplejších částech republiky, zejména v Polabí a na Moravě. Upřednostňuje tůně v okolí nížinných řek a hlavní tok Labe. V některých polabských tůních je dosud velmi hojný. Početnější populace se udržují už jen v Polabí (v tůních) a na Moravě (odstavená ramena). Na většině území státu zcela chybí.

Sumeček černý

Pravděpodobně s násadou kaprů ze zahraničí (Chorvatska) byl sumeček černý zavlečen i na území České republiky, potvrzený je výskyt v jihočeských rybnících od roku 2003 (okolí Lomnice nad Lužnicí, v roce 2005 potvrzeno tření) (Musil a kol. 2008) a na Tábořsku (soustava rybníků na Radimovickém potoce, Rutkayová a kol. 2013), předpokládá se možný výskyt také na jižní Moravě (možná imigrace ze Slovenska).

Slunečnice pestrá

Na území České republiky byla zavlečena pravděpodobně v roce 1929 s plůdkem kaprů dovezeným na Třeboňsko z tehdejší Jugoslávie (Volf 1929). Jen na několika lokalitách vytvořila početnější stabilní populace, a to zejména v mírně tekoucích vodách nižších poloh (např. rybníčních stokách a náhonech) a ve stojatých vodách jako jsou rybníky, tůňe, pískovny nebo lomy. Její výskyt je vázán na teplejší oblasti, v ČR zejména Polabí (vč. oblasti dolního Povltaví a Orlice), rybníkářské oblasti jižních Čech a jižní Moravu, i proto další šíření není předpokládáno (Ondráčková 2010).

Hlaváč říční, holokrký a Kesslerův a hlavačkovec Glenův

V České republice je výskyt možný zatím na dolním toku Dyje a Moravy.

Hlaváč černoústý

První údaje o výskytu v ČR pocházejí z roku 2008, kdy se hlaváč černoústý začal vyskytovat na dolních tocích řek Moravy a Dyje (Lusk a kol. 2008). V roce 2015 byl prokázán Rochem a kol. (2015) v okolí přístavu v Ústí n. Labem.

2.2.1.6 Potenciál šíření v ČR

Střevlička východní

Druh je vysoce přizpůsobivý a má potenciál se šířit prakticky do všech stojatých vod nižších a středních poloh.

Karas stříbřitý

Rozšíření zejména ve stojatých vodách je prakticky plošné a schopnost osidlovat další lokality je vysoká.

Karas ginbuna

Potenciál šíření je těžko odhadnout, další lokality budou zjišťovány zejména díky odlišení od ostatních druhů karasů, o rozsahu stávajícího rozšíření nejsou dostatečné informace.

Sumeček americký

Obecně se počet míst nadměrného výskytu sumečka amerického postupně snižuje a lze konstatovat, že situace se na většině lokalit stabilizovala, jedná se o málo významný druh s ostrůvkovitým rozšířením.

Sumeček černý

Možnosti šíření jsou omezené, ale nacházení dalších lokalit je velmi pravděpodobné.

Slunečnice pestrá

V České republice není předpoklad vzestupu populací.

Hlaváč říční holokrký, černoústý a Kesslerův a hlavačkovec Glenův

U všech pontokaspických druhů hlaváčů lze těžko předvídat další šíření a vlivy na zdejší ekosystémy. V souvislosti s rychlostí jejich invaze je budoucí výskyt pravděpodobný.

2.2.1.7 Impakt skupiny druhů

Střevlička východní

Vysoká plodnost a frekvence rozmnožování vede k zvýšené potravní kompetici plůdku střevličky východní s plůdkem ostatních druhů ryb (Welcomme 1988). Střevlička konkuruje prakticky všem planktonofágům a v dospělosti také bentofágům. Její potravní spektrum působí problémy i produkčnímu rybářství (Hůda a Urbánek 2006). V kombinaci s velkou biomasou této ryby střevlička silně potravně konkuruje cílově chovaným rybám. V produkčním rybářství zaměřeném zejména

na chov kapra, kde jsou chované ryby přikrmovány, je chybějící podíl přirozené potravy, odebraný střevličkou, možno nahradit krmivem o vyšší výživnosti (Černý 2007). V rybníkářství tak střevlička konkuruje zejména menším (lín obecný) a hospodářsky nevýznamným druhům. Problém potravní konkurence se zástupci přirozených společenstev je zmiňován i z dalších oblastí, kam se střevlička rozšířila, např. z Turecka (Yalçın-Özdilek a kol. 2013). Byl rovněž prokázán silný predanční tlak střevličky na vodní plže odpovídající velikosti. Teplitský a kol. (2003) popsali také negativní vliv na larvy obojživelníků.

Akvariijní pozorování ukazují na vysokou míru agresivity střevliček vůči ostatním druhům. Ostrou tlamou poraňují ploutve, epitel i hlubší vrstvy kůže a stěny břišní větších ryb (Goldstein 2012), což vede k snížení životaschopnosti díky zhoršenému plavání a častým mykózám postižených ryb. Přemnožená populace střevličky představuje nejen významný potravní konkurenční prvek pro hospodářsky významné zooplanktonofágy a bentofágy, ale faktor nepříznivě ovlivňující environmentální podmínky celého ekosystému (Křížek a Albertová 1996, Adámek a Sukop 2000, Gozlan a kol. 2010).

Britton a kol. (2006) uvádí, že je střevlička významným přenašečem fakultativních parazitů a patogenů s nevyhraněnou hostitelskou specifičností, což je alarmující kvůli její schopnosti střídání prostředí rybníků a volných vod (Beyer 2004). Příkladem přenášeného parazita je *Sphaerothecum destruens* (Spikmans a kol. 2013), který ohrožuje u nás kriticky ohroženou slunkou obecnou omezením její reprodukce a vyvoláním vyšší mortality. Úbytek slunek zjevně koreluje s rozšířením střevličky východní, jedná se o jev popsáný i z dalších míst této nové sympatrie (Andreou a kol. 2011, Gozlan a kol. 2005). Gozlan a Beyer (2006) navíc prokázali v Anglii možnost křížení střevliček a slunek, kdy se valná většina jiker vykulí, ale plůdek záhy hyne. K této hybridizaci může přispět i fakt, že slunky (obou pohlaví) jsou přitahovány pohlavními feromony střevličky východní (Burnard 2010).

Z pohledu ochrany ekosystémů může být problematická také schopnost střevliček hostit glochidie škeble asijské (viz kap. 4.4), které se s její pomocí takto mohou šířit na nové lokality.

Karas stříbřitý

Nepůvodní karasi patří mezi nejproblematičtější druhy zavlečené do Evropy (Savini a kol. 2010). Negativní vliv mají především na původní ichtyofaunu, a to z hlediska stanovištní a potravní kompetice. V rybníčních podmínkách mohou působit i ekonomické ztráty hospodařícím subjektům (Halačka a kol. 2003). Výrazný negativní dopad má také sexuální parazitismus a hybridizace s ostatními druhy (Hanel a kol. 2011).

Rychlá expanze do různých biotopů niv našich větších řek doprovázená mezidruhovou konkurencí a eliminací reprodukčního potenciálu spolu s dalšími faktory vede k poklesu početnosti původních populací ryb (Lojkásek a kol. 2006). Ke kompetici dochází především mezi karasem stříbřitým a původními kaprovitými rybami, které mají obdobné nároky na prostor a potravu (Firlová 2013).

Expanze karase stříbřitého je považována za hlavní příčinu výrazného poklesu populací karase obecného (Lusk a kol. 2011a). Dříve v povodí Moravy, Odry a Dyje běžně se vyskytující druh, zde téměř vymizel a v současné době je v červeném seznamu ČR označen jako kriticky ohrožený. Omezeně a v málo početných populacích se vyskytuje v povodí Labe a Vltavy, ale i zde je tendence výrazného poklesu (Lusk a kol. 2011b). Populace karase obecného jsou obdobně ohroženy např. také v Anglii (Hafling a kol. 2005). Díky vlivu karase stříbřitého došlo u nás k poklesu populací lína obecného (Lusk a kol. 2011a).

Karas stříbřitý má negativní vliv nejen na původní druhy ryb, ale ovlivňuje také kvalitu vody a negativně působí na vodní vegetaci. Dochází k výraznému zakalení vody, a to především v mělkých stojatých vodách s bahnitým dnem. Zákal je způsoben nasáváním bentosu a jeho opětovným vyplivnutím tvořícím oblak sedimentu, ze kterého si karasi vybírají jedlé částice (Richardson a kol. 1995). Zvýšený zákal vody může (zejména v hlubších lokalitách) vést k poklesu počtu vodních makrofyt následkem nedostatku světla (Leonardos a kol. 2008). Rytí ve dně při hledání potravy vede také k vykořeňování rostlin. Taková ztráta rostlin vede k rozvolnění dna, a tedy ještě většímu zákalu vody (Firlová 2013).

Zakalení vody ovlivňuje také zooplankton, v důsledku kaskádového efektu vede k rozvoji řas a sinic, a dochází tak opět k dalšímu zhoršení průhlednosti vody (Crivelli 1995), což může mít dále vliv na vodní ptáky a další složky ekosystému.

Karas ginbuna

O ekologii druhu v evropských podmínkách a tedy ani o vlivech na původní druhy nejsou žádné informace. Lze jen předpokládat, že vliv může být podobný jako v případě karase stříbřitého, tedy zejména v rovině potravní konkurence, sexuálního parazitismu a ovlivnění genetické struktury populace karase obecného (Rylková a Kalous 2013). Také možnosti eliminace budou pravděpodobně obdobné jako u karase stříbřitého.

Sumeček americký

Hlavní tlak, který sumeček americký na ekosystém vytváří, je predací. V jižních Čechách bylo zjištěno přímé ohrožení populací obojživelníků způsobené masovým vyžíráním pulců žab a larev čolků. Predačně i konkurenčně sumeček americký působí také na piskoře pruhované.

Sumečci také rytím u dna víří sedimenty a uvolňují tak do vod živiny (což je ale obecnější problém řady druhů ryb).

Jen zřídka se sumečci stávají kořistí jiných dravých druhů přítomných na společných lokalitách výskytu (Scott a Crossman 1973).

Sumeček černý

Potenciální nebezpečí představuje sumeček černý kvůli svým konkurenčním vlastnostem a žravosti pro mnohé ohrožené druhy stojatých vod, zejména pak pro ocasaté obojživelníky (čolky) nebo druhy jako je piskoř pruhovaný.

Slunečnice pestrá

Přítomnost slunečnice pestré v evropských vodách je zřídka vnímána negativně, vliv na vodní ekosystémy má zejména v jižních zemích (Leppakoski 1998). U nás se jedná o rybu s lokalizovaným výskytem a bez většího vlivu na fungování vodních ekosystémů, i když jsou zde rizika spojená např. s konkurencí, predací či šířením parazitů (Ondráčková 2010). Možné další šíření v důsledku klimatických změn bude mít smysl řešit až v následujících desetiletích.

Hlaváč říční

Jedná se o rychle se šířící druh, který není atraktivní pro akvakulturu ani pro sportovní rybáře. Velké riziko představuje požívání plůdku původních ryb, možnost zavlečení nemocí a parazitů. Jeho přemnožení může vést k potravní konkurenci s původními druhy ryb. Z hlediska sportovního rybolovu se jedná o nežádoucí druh, neboť je tak žravý, že téměř znemožní ulovení jiného druhu ryby. Díky své velikosti a malé pohyblivosti však může sloužit jako potrava našim původním dravým rybám.

Hlaváč holokrký

Hlaváč holokrký navíc zatím zjevně nepůsobí žádné významné negativní vlivy na původní prvky naší fauny ani další části vodních ekosystémů.

Hlaváč černoústý

V Severní Americe jsou prokázány ekologické i ekonomické vlivy (Corkum a kol. 2004). Invaze hlaváče černoústého v rámci Evropy působí silně negativně na populace původních druhů ryb. Dochází totiž k významnému poklesu jejich početnosti, uvolněné místo obsazují konkurenčně silní hlaváči, kteří navíc působí i predací (i na snůšky ostatních druhů) (Jurajda a kol. 2005), i když vliv na plůdková společenstva ani predace jiker a plůdku se v ČR nepotvrdil.

Hlaváč Kesslerův

Mezi rizika spojená s šířením tohoto druhu patří mimo jiné také šíření parazitů. Přímé vlivy na společenstva nebo jednotlivé druhy v podmínkách srovnatelných s českými a moravskými toky nebyly zatím potvrzeny, chybí dostatek relevantních studií.

Hlavačkovec Glenův

Jedná se o rychle se šířící druh, který není atraktivní pro akvakulturu ani pro sportovní rybáře. Velké riziko představuje predace na původní společenstva ryb a obojživelníků, možnost zavlečení nemocí a parazitů.

2.2.2 Ryby závislé na vysazování – Stav poznání

Jedná se o druhy, jejichž introdukce je z hospodářského pohledu úspěšná (s výjimkou kaprovce velkoústého a okounka pstruhového). Většina těchto introdukcí byla provedena v průběhu 20. století. Do této kategorie patří zejména druhy ryb, které se hojně vyskytují ve volných vodách (pstruh duhový, siven americký, tolstolobik bílý, tolstolobec pestrý nebo amur bílý). Pouze siven americký je jako jediný schopen na našem území vytvořit stabilní populace, ostatní druhy jsou plně závislé na dalším pokračování vysazování do volných vod.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy ryb, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.2.2.1 Specifikace skupiny

Tolstolobik bílý *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) – máloostní (Cypriniformes)

Tolstolobec pestrý *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) – máloostní (Cypriniformes)

Amur bílý *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) – máloostní (Cypriniformes)

Kaprovec velkoústý *Ictiobus cyprinellus* (Valenciennes, 1844) – máloostní (Cypriniformes)

Pstruh duhový *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) – lososotvární (Salmoniformes)

Siven americký *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814) – lososotvární (Salmoniformes)

Okounek pstruhový *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) – ostnoploutví (Perciformes)

Všechny druhy jsou uvedeny v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016), ale žádný z nich nefiguruje na seznamu invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014).

Zvažovány byly ještě následující druhy, pro které ale z níže uvedených důvodů není navržena metodika sledování. Není ani známo, že by se plánovaly jejich další introdukce, které každopádně nejsou doporučeny.

Pstruh žlutohrdlý (*Oncorhynchus clarkii*)

Původní areál zahrnuje východní oblast Tichého oceánu od Aljašky až po sever Kalifornie. Pstruh žlutohrdlý byl introdukován do mnoha řek a jezer po celé Severní Americe, zejména z důvodu sportovního rybolovu. Jedná se ale o druh slabý v konkurenci s ostatními druhy, navíc jeho populace špatně odolávají většímu rybářskému tlaku a trpí křížením mezi poddruhy (McAfee 1966) nebo např. s pstruhem duhovým (Behnke 1992). Jikry tohoto druhu byly dovezeny již v roce 1905 do Záluží u Kašperských Hor. Pstruh žlutohrdlý byl chován také v Litomyšli – Nedošíně, z chovů ale vymizel (Kálal 1987) a aktuálně nejsou o jeho výskytu záznamy. Není ani známo, že by se plánovaly další introdukce, které každopádně nejsou doporučeny.

Siven severní (*Salvelinus alpinus*)

Osídluje jezera a řeky tekoucí do moří v celé Arktidě, v Evropě od jižního Norska, přes Island až po Grónsko. Izolované populace žijí na severu Velké Británie a Irska, ve Švédsku, Finsku, Ladožském a Oněžském jezeru, přítocích Bílého moře a také v Alpách (zejména v oblastech Trento a Lombardie,

vystupuje až do 2600 m.n.m.). V Severní Americe je rozšířen zejména na severovýchodě Kanady a USA (Robins a Ray 1986). Do potoků představujících rybníční spojky na Telčsku byl vysazen již v roce 1581 (Teplý 1937). Od konce 18. století přes století 19. se řada odborníků zmiňuje o výskytu sivenů severních na našem území (zejména horských oblastech), není však zřejmé, o jaký druh se jedná či nejde-li o záměnu se pstruhy či lososy (Mlíkovský a Stýblo 2006). Na konci 19. století bylo do Ohře vysazeno 18 tisíc sivenů severních (Flasar a Flasarová 1981). Následoval pokus o vysazení do nádrže Mšeno (Machek 1946), ale stejně jako další introdukce (Kálal 1987) byl neúspěšný.

Lipan bajkalský (*Thymallus baicalensis*)

Obývá pouze tok Dolní Angary a jezero Bajkal včetně přítoků, do kterých táhne ke tření. Pokusy o vysazení mimo areál původního rozšíření byly realizovány v Polsku a Československu. Roku 1959 byl vysazen do řeky Hnilec a nádrže Palcmanská Maša, ale přirozeným křížením s lipanem podhorním (*Thymallus thymallus*) odtud v podstatě vymizel. V Polsku se dosud na některých místech vyskytuje, o čemž svědčí rybářské úlovky (např. v řece San na jihovýchodě Polska). V roce 1959 byly dovezeny oplodněné jikry, které byly vylíhnuty ve dvou odchovných zařízeních, a to u Vsetína a u Českého Krumlova. Lipani byli posléze vysazeni do Bystřičky a do Malše (Lukeš 1960). O rok později (v roce 1960) bylo dovezeno dalších 120 tisíc oplodněných jiker do Vysoké potoka na horním toku Moravy, úspěšnost líhnutí byla přes 90%, do chovných rybníků a náhonů bylo tedy vysazeno více než 100 tisíc kusů plůdku (Mihálik 1961). Plůdek byl vysazen také do potoku Lípa, odkud splaval do toku Tiché Orlice a dle svědectví hospodáře rybářské organizace se zde křížil s lipanem podhorním. Takové křížení nevylučuje ani odborná literatura (Lusk a Skácel 1978). Souhrnně je možné konstatovat, že se pokus o aklimatizaci druhu v podmínkách ČR nezdařil.

2.2.2.2 Kategorizace v seznamech IAS

Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844) – Černý seznam ČR (BL2)

Hypophthalmichthys nobilis (Richardson, 1845) – Černý seznam ČR (BL2)

Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844) – Černý seznam ČR (BL2)

Ictiobus cyprinellus (Valenciennes, 1844) – Černý seznam ČR (WL)

Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792) – Černý seznam ČR (BL2)

Salvelinus fontinalis (Mitchill, 1814) – Černý seznam ČR (BL2)

Micropterus salmoides (Lacepède, 1802) – Černý seznam ČR (BL2)

2.2.2.3 Ekologie a biologie:

Tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*)

Žije zejména ve stojatých vodách v aluviích velkých řek i v méně proudících částech samotných toků, kde se v zimě stahuje do hlubokých partií. V průběhu roku vyhledává mělké a teplé partie bohaté na plankton (Etnier a Starnes 1993).

Jedná se o mohutnou rybu dorůstající až 140 cm a 50 kg (Billard 1997). Dožívá se věku kolem 20 let. Před třením vytváří velká hejna, na místa rozmnožování táhne i na dlouhé vzdálenosti. Třou se při zvýšených jarních průtocích při teplotách převyšujících 15 °C (většinou 18–26 °C) v mělkých dobře prokysličených proudech (0.5–1.7 m/s) se šterkovým nebo písčitým substrátem (Kottelat a Freyhof 2007). Jikry klade volně do vodního sloupce. Plůdek se živí zejména zooplanktonem. Potravu dospělců tvoří především fytoplankton, k jeho konzumaci pomáhají výrazná ústa v horním postavení, trávení napomáhá prodloužené střevo. Loví ale také zooplankton a společně s uvolňováním vázaného fosforu tak způsobuje navýšení biomasy i početnosti primárních producentů (Burke a kol. 1986).

Tolstolobec pestrý (*Hypophthalmichthys nobilis*)

Jedná se o rybu velmi podobnou předchozímu druhu (tolstolobikovi bílému), s nímž je tolstolobec pestrý často zaměňován. Obývá větší řeky s patrným kolísáním průtoků. Za potravou se stahuje do mělkých a teplých vod v pomalu tekoucích partiích toků. Obývá také jezera a další stojaté vody. Ke

tření podniká dlouhé migrace na vhodná trdliště, obdobně se na zimu stahuje v hejnech do hlubokých partií toků.

Amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*)

Amuři žijí v hejnech, ve kterých se pohybují vodním sloupcem, při vyšších teplotách vody tráví více času u hladiny. Preferují velké řeky, jezera a vodní plochy v záplavovém území, sekundárně obývají rybníky (Page a Burr 1991). Klíčová je pro amury přítomnost vodních rostlin. Optimální teplotou vody pro amura je 20–28 °C, kdy také přijímá nejvíce potravy. Je tolerantní k nižším koncentracím rozpuštěného kyslíku (až pod 0,5 ppm) a dobře snáší také omezenou průhlednost vody.

V původním areálu výskytu dosahuje délky až 150 cm a hmotnosti 50 kg. V podmínkách ČR dorůstají amuři délky kolem 100 cm a hmotnosti 15–20 kg. Dožívá se věku až 15–20 let. V oblasti původního výskytu amur dospívá ve věku 4–5 let. Tření probíhá v pozdním jaře v silně proudících tocích s kamenitým dnem. Jikry klade volně do vodního sloupce. Po vylíhnutí se plůdek živí převážně zooplanktonem, později přechází na rostlinnou stravu, kterou tvoří převážně vodní rostliny a vláknité řasy. K trávení rostlinné stravy slouží prodloužené střevo, které měří přibližně dvakrát více než je délka amurů.

Kaprovce velkoustý (*Ictiobus cyprinellus*)

Žije v jezerech, kanálech, tůních a dalších typech stojatých vod v záplavovém území menších i velkých toků, často se shlukuje do hejn. Nežije v hloubkách přes 5 metrů (Johnson 1963), preferuje rychlost proudu do 30 cm/s.

Dorůstá i přes 120 cm s váhou přes 30 kg, běžní jsou jedinci kolem 35 cm. Dožívá se až 20 let (Hugg 1996), dospívá většinou ve dvou letech (Edwards 1983). Rozmnožuje se od dubna do června v mělkých proudných úsecích řek s písčítým nebo štěrkovým substrátem nebo v jezerech v pobřeží zarostlém vegetací při teplotách vody 13–26 °C (nejčastěji 15–19 °C). Ke tření kaprovci táhnou na střední vzdálenosti. Samice se většinou třou s několika samci (Breder a Rosen 1966) a kladou až 750 tisíc jiker, které nechávají spadnout na dno toků nebo přilepují na vegetaci. Jikry se vyvíjejí 9–10 dnů, optimální teplota pro jejich vývoj je 15–18 °C, ale dokáží se vyvinout i v teplotách přesahujících 26 °C (Edwards 1983). Vykulený plůdek je světlomilný. Oproti kaprovci černému ústa nesměřují dolů ale rovně vpřed. Živí se zejména filtrováním planktonu i bentickými živočichy, ale preferuje larvy hmyzu, perloočky a buchanky (Etnier a Starnes 1993). Juvenilní jedinci sbírají více potravy ze dna.

Pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*)

Pstruh duhový je lososovitou rybou oblíbenou sportovními rybáři i konzumenty rybího masa. Dorůstá běžně kolem 60 cm, známy jsou i případy jedinců větších než 1 metr (Bristow 1992). Největší zaznamenaný jedinec vážil 25,4 kg (Robins a Ray 1986) a nejstaršímu bylo 11 let. Běžně se ale dožívá jen 3–6 let. Na hřbetní straně má nepravidelné černé skvrny, které se vyskytují také na hřbetní, tukové a ocasní ploutvi. Duhový pás, podle kterého dostal české druhové jméno, se táhne kolem postranní čáry.

Pstruh duhový má relativně malé ekomorfologické nároky na stanoviště. Žije v horských potocích, velkých řekách s mírným až rychlým prouděním i jezerech s chladnou vodou. V prudce tekoucí vodě se zdržuje u břehů, kde vyhledává úkryty. U pstruha duhového je rozlišováno několik forem, které jsou v některých zdrojích uznávány jako samostatné druhy. Navíc se vytvářejí různé ekologické formy, a to i v rámci jednotlivých povodí. Existuje tažná forma žijící v dospělosti v mořských příbřežních zónách (Page a Burr 1991). Z důvodu své vysoké přizpůsobivosti se s lidským přičiněním stává obyvatelem rybníků, tůní, jezer a velkých přehrad. Při dostatku kyslíku přežívá v letním období krátkodobě i v teplotách kolem 25 °C (Pokorný a kol. 1998). Uměle je potom pstruh duhový chován v nádržích a dalších typech vod s teplotami do 25 °C a s dostatečnou koncentrací rozpuštěného kyslíku. Živí se různými vodními i terestrickými bezobratlými stejně jako drobnými rybami. Při poklesu teploty vody pod 5 °C omezuje příjem potravy. V umělých chovech přijímá různá umělá krmiva.

Dospívají většinou ve 2–4 letech. Ke tření podnikají pstruzi duhoví různě dlouhé migrace. Třou se v časném jaře při teplotě vody v rozmezí 10–15 °C (v teplých a pramenitých vodách již v lednu

a únoru, v umělých podmínkách i na podzim a v zimě) v proudných úsecích toků se šterkovým substrátem, kde samice a v menší míře i samci vytloukají do šterkopiskového dna prohlubně, do nichž jsou ukládány jikry. Pro dozrání pohlavních buněk je třeba, aby v zimě klesly teploty vody pod 13 °C (Kottelat a Freyhof 2007), plodnost se pohybuje v rozmezí 700–4000 jiker (Gall a Crandell 1992), které samice klade po několik dní (Morrow 1980). V období tření se pstruzi, zejména potom samci, výrazněji zbarvují. Vykulený plůdek se ukrývá, tráví žloutkový váček a nejeví téměř žádnou pohybovou aktivitu. Po strávení převážné části žloutkového váčku se začíná pohybovat. Zpočátku vyhledává stín a úkryt.

V podmínkách České republiky zatím nebylo prokázáno přirozené rozmnožování. Pstruh duhový se ale tře např. v Rakousku, Slovinsku, Švýcarsku a Itálii, zejména v tocích na vápencovém podloží.

Siven americký (*Salvelinus fontinalis*)

Siven americký má původní areál výskytu ve východní části Severní Ameriky, kde obývá dobře okysličené řeky, potoky a jezera (Page a Burr 1991). Vyskytuje se i ve vysokých nadmořských výškách a často proniká až do pramenných oblastí toků. Siven je schopen se přizpůsobit extrémním podmínkám. Snáší velmi nízké teploty, pravděpodobně je v tomto ohledu neadaptovanějším druhem ryb na severní polokouli (Klemetsen a kol. 2003). Vydrží také dlouhodobé zamrzání hladiny jezer, značnou kyselost vody (s hodnotami pH nižšími než 4,5).

Siven pohlavně dospívá ve 2–3 letech, kdy podniká první třecí migrace proti proudu (Smith a Saunders 1967). K výtěru dochází na podzim v mělkých proudech, kde samice hloubí do šterkového substrátu hnízdo, do kterého následně klade většinou stovky jiker a po oplození je pomocí ocasní ploutve zahrnuje šterkem (Morrow 1980). Plůdek se vykuluje na konci zimy, většinou v únoru až březnu. Jedinci z některých populací migrují v dospělosti vždy na několik měsíců v roce do moře (Bigelow 1963).

Běžně se siveni američtí dožívají 4–5 let, maximálně 24 let (Reimers 1979), kdy mohou dosáhnout extrémní velikosti až 90 cm (většinou měří do 50 cm) (Skelton 1993). Živí se většinou bezobratlými živočichy (hmyzem, korýši a měkkýši), ale také rybami, obojživelníky a drobnými savci (Scott a Crossman 1973).

Okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*)

Okounek pstruhový obývá zejména stojaté vody s čistou vodou a členitým dnem zarostlým vodní vegetací. Preferuje mělké teplejší stojaté (jezera, tůňe, rybníky) nebo mírně tekoucí vody, zejména místa s písčitým nebo bahnitým dnem (Page a Burr 1991).

Dožívá se 16 let. V severní části areálu dorůstají okounci menších velikostí, zpravidla do 40 cm a 2 kg (Muus a Dahlström 1968), v teplých a úživných lokalitách překračuje 75 cm při hmotnosti až přes 10 kg (Page a Burr 1991). Samice dospívají ve věku kolem 5 let, samci dříve. Tření probíhá na přelomu jara a léta při teplotách vody nad 15 °C (Teletchea a kol. 2009). Jikry samice kladou do hnízd vyhloubených samci na mělčinách (do 120 cm) do měkkého bahnitého dna a vystlaných úlomky vodní vegetace. Hnízda jsou hluboká 2–20 cm a široká 60–90 cm. Samice kladou většinou do hnízd více samců. Po výtěru samci samice odhání a hlídají jikry i vylíhlý plůdek, běžně 10–15 dní, vzácně až 1 měsíc (Gross a Sargent 1985). Vzhledem ke zvýšené agresivitě bývají rozestupy mezi hnízdy minimálně 9 m. Jedná se o teritoriální druh, který ale někdy vytváří drobná hejna při lovu. Jedná se o rybu s velkými a roztažitelnými ústy, pomocí kterých uchvacuje objemnou kořist. Loví v různých částech vodního sloupce. Juvenilní jedinci se živí planktonem, od 5 cm velikosti již loví plůdek ryb, korýše (včetně raků), pulce i dospělé žab. Dospělci loví i větší ryby (Billard 1997), dokáží pozřít i drobné savce, ptáky nebo plazy.

2.2.2.4 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Tolstolobik bílý

Areál původního rozšíření zahrnuje oblasti východní Asie od ruského povodí Amuru až po povodí řeky Si-tiang v jižní Číně (Kottelat a Freyhof 2007). Od 30. let 20. století byl tolstolobik bílý vysazován

do různých lokalit mimo původní areál rozšíření. Introdikován byl do evropské části Ruska, střední a východní Evropy a také jihovýchodní Asie. Hlavním důvodem pro introdukce je zlepšování kvality vody (Frimodt 1995), i když produkce na konzumaci je při celosvětové produkci přesahující milión tun samozřejmě také extrémně významná (Billard 1997).

Tolstolobec pestrý

Původně se vyskytoval v Číně od povodí Amuru až po jižní oblasti (Kottelat a Freyhof 2007). Z Číny byl tolstolobec introdikován do desítek zemí prakticky po celém světě, zejména v Evropě a Severní i Jižní Americe Na většině míst sekundárního výskytu je výskyt tolstolobce ve volných vodách závislý na umělé reprodukci a vysazování.

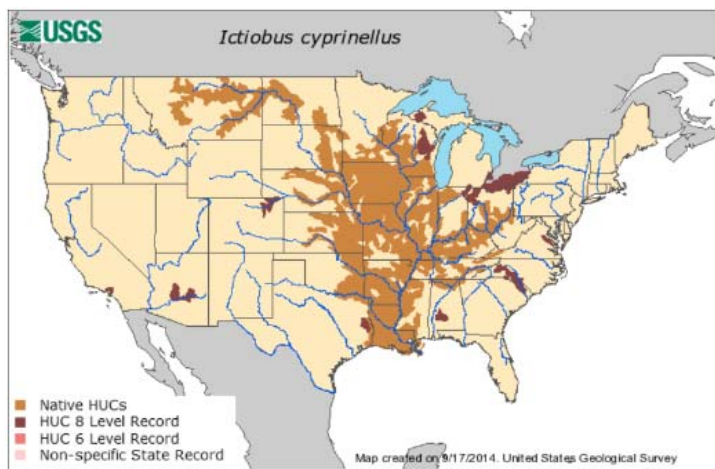
Dorůstá velikosti až kolem 150 cm a 40 kg, v teplých úživných oblastech mimo areál původního rozšíření až 65 kg. Dožívá se 20 let (Kottelat a Freyhof 2007). Rozmnožuje se od dubna do června v období zvýšených průtoků v hlubokých proudných částech toku s okysličenou vodou při teplotě vody nad 18 °C (většinou 22–30 °C). Jikry, kterých bývá přes 100 tisíc (Baensch a Riehl 1991), klade volně do vody nebo na substrát. Po vylíhnutí se plůdek nechá unášet proudem do klidných mělkých partií toku nebo aluviálních stojatých vod přístupných díky povodním. Jedná se o filtrátora, živí se hlavně zooplanktonem i fytoplanktonem, ale také řasami a detritem (Kottelat a Freyhof 2007). V chladné vodě loví i větší kořist, potravu vyhledává u dna (Ukkatawewat 1984).

Amur bílý

Amur bílý pochází z východní Asie, kde se původně vyskytoval od povodí řeky Amur na severu po jižnější oblasti v Číně. První introdukce druhu proběhly na území tehdejšího Sovětského svazu. V současnosti je využíván ve sladkovodních akvakulturách prakticky po celém světě (Skelton 1993). V Evropě je až na několik výjimek jeho existence závislá na umělém rozmnožování (Savini a kol. 2010).

Kaprovce velkoustý

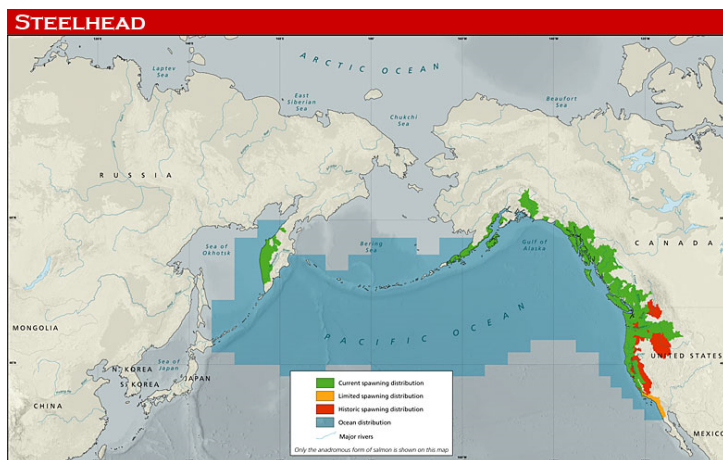
Přírodně obývá východní oblast Severní Ameriky od Hudsonova zálivu a jižní části Velkých jezer, žije v celém povodí řeky Mississippi až na jih do státu Louisiana (Page a Burr 1991). Podobně jako kaprovce černý byl také vysazen na mnohé lokality mimo areál přirozeného rozšíření. Zejména z důvodu rybářství byl introdikován do mnohých severoamerických jezer a řek. Na některých místech kaprovci unikli z uzavřených akvakultur do volných vod (např. ve Virginii). Roku 1971 byl dovezen do SSSR a odtud do Rumunska, Polska, Bulharska a Maďarska. Dokáže se dobře přizpůsobit také podmínkám v umělých nádržích s teplou vodou, kde snáší nízkou koncentraci rozpuštěného kyslíku (do 5 mg/l) (Edwards 1983).



Obr. 15 - Původní rozšíření kaprovce velkoustého a místa introdukce v Severní Americe (<https://nas.er.usgs.gov>)

Pstruh duhový

Pstruh duhový pochází z toků z úmoří severního Tichého oceánu. V Asii se vyskytuje od Kamčatky na severu po povodí Amuru na jihu, v Severní Americe jde výskyt od Aljašky až po severní Mexiko (Kottelat a Freyhof 2007 2007).

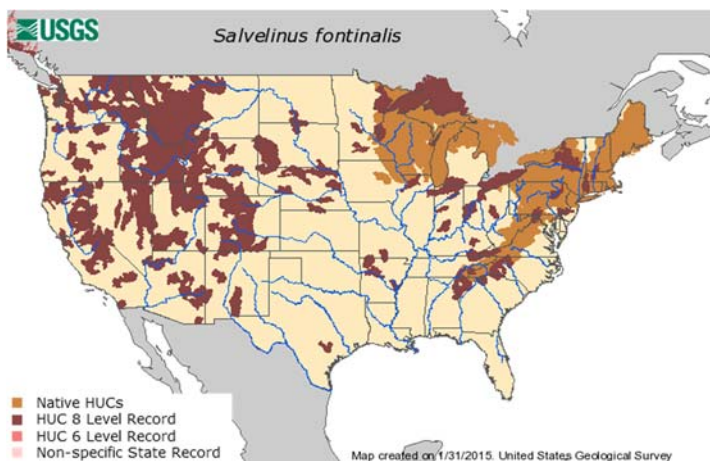


Obr. 16 - Původní rozšíření pstruha duhového (<http://www.salmonnation.com>)

Pstruh duhový patří mezi základní nepůvodní druhy, které jsou v rámci rybářského hospodaření v celosvětovém měřítku vysazovány (Welcomme 1992, Rahel 2000). Úspěšně se rozšířil v mnoha oblastech světa, a vytvořil tam samostatně se rozmnožující populace, které často silně negativně ovlivnily původní druhy ryb i celé ekosystémy (např. Larson a Moore 1985, Crowl a kol. 1992, Pefaur a Sierra 1998, Takami a Aoyama, 1999, Cambray 2003, Baxter a kol. 2007, Kitano 2004). Do volných vod v celé Evropě je masivně vysazován již od konce 19. století, poprvé byl dovezen v roce 1880 (Lusk a kol. 1983). Hlavní motivací introdukce sportovní rybolov. Zejména v zahraničí často dochází také k únikům ryb ze sádkových či klecových chovů (Fausch 2007). Vysazování pro účely sportovního rybolovu je povoleno především tam, kde je silná tradice či potřeba podpory tohoto druhu rekreace a příslušné úřady rozhodly, že vysazování nepředstavuje závažný problém pro původní druhy a ekosystémy (Copp a kol. 2005).

Siven americký

Areál původního výskytu sahá na severu od kanadské provincie Newfoundland na jih do oblasti Hudsonského zálivu. Díky rybářskému hospodaření jsou do pstruhových vod vedle klíčových hospodářských druhů (pstruha obecného a lipana podhorního) vysazovány také nepůvodní druhy. Základními introdukovanými druhy jsou pstruh duhový, popsáný v předchozí kapitole, a právě siven americký. Jedná se o druhy, které představují pro rybáře zpestření úlovků, pro ekosystém pak v omezené míře rizika. Oba druhy byly do našich vod poprvé introdukovány již v 90. letech 19. století. V minulosti byly zejména do nádrží povětšinou neúspěšně rozšiřovány také další druhy lososovitých ryb. Jednalo se například o sivenu obrovského (*Salvelinus namaycush*), lipana bajkalského (*Thymallus baicalensis*) nebo řadu druhů síhů.



Obr. 17 - Původní rozšíření sivena amerického a místa introdukce v Severní Americe (<https://nas.er.usgs.gov>)

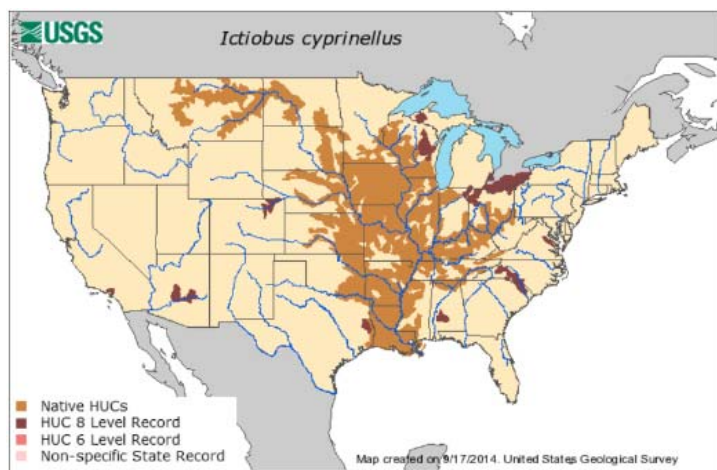
Siven americký představuje společně s pstruhem duhovým a pstruhem obecným jednoznačně nejvíce introdukované lososovité ryby v celosvětovém měřítku (Welcomme 1992, Rahel 2000). Tyto tři druhy se úspěšně rozšířily v mnoha oblastech světa, kde vytvořily samostatně se rozmnožující populace.

Populace sivena často silně negativně ovlivnily původní druhy ryb i vodní ekosystémy jako celek (Cunjak a Power 1986, Nakano a kol. 1998). V současnosti je obecně nejčastější motivací introdukci lososovitých ryb podpora sportovního rybolovu a chov v menších akvakulturách. Vysazování je povoleno především tam, kde je silná tradice či potřeba podpory sportovního rybářství (Copp a kol. 2005), introdukovan byl např. na Nový Zéland, do Afriky a Jižní Ameriky (Lopez a kol. 1987).

Okounek pstruhový

V Severní Americe se vyskytuje v úmoří Atlantického oceánu v širokém rozmezí podmínek od jihovýchodní Kanady a oblasti Velkých jezer až po severovýchodní Mexiko.

Kvůli oblibě sportovních rybářů byl vysazen na mnoha místech světa včetně Evropy, kam byly první ryby dovezeny již roku 1803. V Evropě bylo úspěšné vysazení v jižních oblastech, například ve Francii a ve Španělsku, kde se ale častěji vyskytuje také introdukovaný okounek černý.



Obr. 18 - Původní rozšíření okounka pstruhového

2.2.2.5 Rozšíření v ČR

Tolstolobik bílý

Na naše území byl tolstolobik bílý dovezen poprvé v roce 1965 (Krupauer a Kubů 1965). Je chován v rybníčních polykulturách a byl vysazován např. do vodárenských nádrží i do řek. Jedná se o aklimatizovaný druh, ale nedokáže se ve zdejších podmínkách přirozeně rozmnožovat, výskyt je

závislý na vysazování uměle produkovaných násad (Mlíkovský a Stýblo 2006). V chovu docházelo ke křížení s tolstolobcem pestrým, není tedy jisté, zda se u nás vyskytují čisté druhy (Hanel 2003b).

Tolstolobec pestrý

Do Čech byl poprvé dovezen spolu s tolstolobíkem v roce 1965 (Krupauer a Kubů 1965). Je stejně jako předchozí druh chován v rybníčních polykultuřích a v minulosti byl vysazován do vodárenských nádrží k potlačování nežádoucího fytoplanktonu. Jedná se o aklimatizovaný druh, ale nedokáže se ve zdejších podmínkách přirozeně rozmnožovat, výskyt je opět závislý na vysazování uměle produkovaných násad (Mlíkovský a Stýblo 2006). V chovu docházelo ke křížení s tolstolobíkem bílým, není jisté, zda se u nás vyskytují čisté druhy (Hanel 2003b).

Amur bílý

Na území dnešní České republiky byl poprvé vysazen roku 1961 (Hanel a Lusk 2005), poprvé byl odchován v rybníci Soboňky u Rohatce v okrese Hodonín. Vysazuje se do nádrží, tůní, odstavných ramen, do velkých řek i do rybníků. Protože požírá makrovegetaci, je využíván k jejímu tlumení (původně k potírání porostů rákosí) v zarostlých stojatých vodách. Amur je i u nás uměle rozmnožován a k přirozené reprodukci ve volných vodách nedochází.

Kaprovec velkoústý

Na území České republiky bylo dovezeno z ruského chovu společně s kaprovcem černým v květnu 1986 kolem 50 tisíc jedinců do výzkumného ústavu ve Vodňanech. Kaprovec velkoústý byl považován za vhodný druh pro vícedruhové akvakultury, a přestože je dosud chován v některých rybníčních soustavách (Vodňansko, Pohořelicko, Chlumecko), od chovu se postupně upouští. V našich podmínkách nemá možnost se aklimatizovat zejména proto, že preferuje teploty vody v rozmezí 31 až 34°C, obývá toky s teplotami vody 22–38 °C.

Pstruh duhový

Do našich vod byl pstruh duhový poprvé introdukován již v roce 1880, násada pocházela z Kalifornie a byla přivezena do Sušice. Ještě v 19. století následoval chov v Kadani a Nedošíně u Litomyšle (Andreska 1987). V současné době v důsledku chovu a vysazování již neexistuje v původně formě, která byla dovezena (Poupě a kol. 2003), resp. forma vyskytující se u nás neodpovídá žádné z přirozených forem, protože vznikla jejich křížením (Kálal 1987). Pstruh duhový se na celém území ČR vyskytuje ve vodách, do nichž je vysazován.

Siven americký

Siven americký v České republice vytváří samostatně se rozmnožující populace prakticky jen v místech bez přítomnosti nebo s malou populační hustotou pstruha, jako bylo Černé jezero (Krupauer a Vostradovský 1972), nádrže v Jizerských horách (Šanda a Švátora 2002), pramenná oblast Moravice (Dyk 1963) nebo potok Pančava v Krkonoších (Lohniský 1982), což naznačuje dominanci pstruha nad sivenem v místních podmínkách. To potvrzuje i současný vývoj v povodí nádrže Souš v Jizerských horách, kde se po dlouhou dobu vyskytoval jen siven americký. Zlepšení chemismu vody v tomto povodí (zvýšení pH) umožnilo začít s vysazováním pstruha, který již v současnosti začíná převládat nad sivenem.

Okounek pstruhový

Na území ČR probíhaly pokusy s aklimatizací druhu, ale nebyly úspěšné. První zavedení tohoto druhu proběhlo na Třeboňsku v roce 1889. Již v roce 1901 byl potom vysazen na různá místa v Čechách (Mlíkovský a Stýblo 2006). Dodnes je lokálně v omezeném počtu chován, rozmnožován (např. v areálu VÚRH a Střední rybářské školy ve Vodňanech) i vysazován do vybraných vod (např. do ÚN Lipno a pískoven u Veselí nad Lužnicí v roce 1995). Rozmnožování okounka pstruhového dosud nevedlo v našich podmínkách k vytvoření stabilní populace.

2.2.2.6 *Potenciál šíření v ČR*

Tolstolobik bílý

Druh je plně závislý na vysazování. Vzhledem k hospodářskému využití a minimálním vlivům na původní složky přírody nelze souhlasit s vyloučením vysazování. Druh je třeba využívat uvážlivě při vhodné struktuře obsádky, na Černém seznamu ale figurovat vůbec nemusí.

Tolstolobec pestrý

Jeho přítomnost v našich vodách je závislá na vysazování. Podobně jako tolstolobik bílý na Černém seznamu nemusí být vůbec uveden. K eliminaci druhu v našich podmínkách není třeba systematicky přistupovat, pro jeho úplnou likvidaci stačí v případě lokální potřeby ukončit vysazování, ale je třeba počítat s dlouhověkostí.

Amur bílý

Jeho přítomnost v našich vodách je závislá na vysazování. Podobně jako tolstolobici na Černém seznamu nemusí být vůbec uveden, jedná se o hospodářský druh, jehož vysazování je třeba vážit s ohledem na charakter cílové lokality. K eliminaci druhu v našich podmínkách není třeba systematicky přistupovat, pro jeho úplnou likvidaci stačí v případě lokální potřeby ukončit vysazování, ale je třeba počítat s dlouhověkostí.

Kaprovec velkoustý

Druh se u nás vyskytuje jen na lokalitách, kam je vysazen, pravděpodobně se zde nebude přirozeně množit.

Pstruh duhový

Oproti jiným druhům popisovaným v této studii pstruh duhový není v našich podmínkách invazní. K naprosté eliminaci druhu by stačilo ukončení vysazování. Otázkou je, čemu by takový razantní zásah do rybářského hospodaření pomohl.

Siven americký

Druh přežívá zejména v místech, kde není silný konkurenční tlak ze strany pstruha obecného (zejména v kyselých horských vodách). Invazní charakter šíření se nepředpokládá.

Okounek pstruhový

Okounek pstruhový netvoří stabilní populace a navíc špatně snáší konkurenci ze strany původních druhů (např. okouna říčního).

2.2.2.7 *Impakt skupiny druhů*

Tolstolobik bílý

V některých částech světa byly prokázány negativní vlivy introdukce tohoto druhu, zejména v Severní Americe (Welcomme 1988). V našich podmínkách je ale potravní konkurence s původními druhy zcela zanedbatelná. Vysoké obsádky ale mohou vést k rychlému namnožení drobných kaprovitých ryb (Adámek a Kouřil 1996) se souvisejícími dopady na ekosystém.

Tolstolobec pestrý

Z některých míst jsou známy případy negativního vlivu na ekosystém (Welcomme 1988) projevující se zejména poklesem početnosti původních druhů. V USA je považován za invazní druh. Byl zde vysazen z důvodu zlepšování kvality vody díky tlumení nechtěného planktonu. V povodí Mississippi a dalších významných toků ale zdomácněl a působí významně negativně, proto je další rozšiřování v mnoha státech proto zakázáno.

Amur bílý

Negativní vliv na ekosystém může mít amur vzhledem ke své potravní specializaci (fytofág), a to vůči původní vodní floře. I při nižší obsádce je tento druh schopen likvidovat ohrožené druhy vodních rostlin. Druhotně má pak vyžírání vodních rostlin nepříznivý vliv na reprodukci fytofilních druhů ryb, které se na ně vytírají (Cudmore a Mandrak 2004).

Kaprovec velkoústý

Možný je vliv na původní společenstva skrze potravní a stanovištní kompetici. K jeho eliminaci ale stačí ukončení chovu a umělého vysazování.

Pstruh duhový

Pstruzi duhový byli do pstruhových vod po celé Evropě vysazováni od konce 19. století v hojném počtu. Jedná se o druh, který představuje pro rybáře zpestření úlovků, pro ekosystém pak v omezené míře rizika. V České republice se pstruzi duhový dostávají do kontaktu především pstruhem obecným, lipanem podhorním a dalšími zástupci pstruhových vod.

V pokusu, kde byly do volných vod s populací pstruha obecného a pstruha duhového vypuštěni dospělí uměle odchovaní pstruzi obecní, neměla tato násada žádný vliv na růst původních pstruhů obecných, nicméně u pstruha duhového došlo ke snížení rychlosti růstu (Weiss a Schmutz 1999).

Lososovité ryby jsou si přesto obecně navzájem poměrně podobné v obecných ekologických charakteristikách, jako jsou potravní a reprodukční biologie. Proto v přítomnosti více druhů lososovitých ryb na stejné lokalitě dochází k mezidruhovým interakcím, které mají řadu podob a výsledných stavů. Často vedou k redukci stavu populace původních druhů, v extrémních případech až k úplnému vyloučení některých druhů ze stanovišť. V České republice se dostávají do kontaktu především pstruh obecný a lipan podhorní s nepůvodním sivenem americkým (viz následující kapitola) a právě s pstruhem duhovým. Nabídka četných a variabilních habitatů ve vodním prostředí umožňuje koexistenci více lososovitých druhů v jednom vodním toku. Dá se usuzovat, že v pozměněných tocích s omezenou variabilitou životního prostředí bude mezidruhová kompetence vyšší a bude negativně působit na stav rybích populací.

Pstruh obecný je zaznamenán i ve velmi malých potocích o šířce méně než půl metru, pstruh duhový se vyskytuje jen v tocích širších, v řečištích širších než 100 m se vyskytuje častěji pstruh duhový než pstruh obecný. Vzájemná konkurence těchto dvou druhů může být ovlivněna celkovou morfologickou strukturou a členitostí vodního toku. Ve členitých tocích si oba druhy nemusí konkurovat, neboť si mohou rozdělit niky. V málo členitých tocích s výskytem obou druhů jsou četnosti obou druhů nižší, což napovídá o možné mezidruhové konkurenci (vedle konkurence vnitrodruhové). Pstruh obecný bývá na řadě toků negativně ovlivněn současným výskytem pstruha duhového, jehož přítomnost způsobuje ústup pstruha obecného z částí habitatů a oproti sivenovi americkému má pstruh duhový také negativní vliv na míru přežití pstruha obecného. V místech, kde se oba druhy rozmnožují, dochází ke kompetici o trdliště a k početnému poničení trdlišť pstruha obecného, které může způsobit až 94% snížení jeho reprodukční úspěšnosti (Hayes 1987) a může tak vést k jeho úplnému lokálnímu vyhubení (Scott a Irvine 2001). Mají-li k tomu oba druhy dostatek prostoru, resp. nabídek různých typů stanovišť, dochází k určité prostorové segregaci sympatricky se vyskytujících pstruhů obecných a duhových, což pravděpodobně umožňuje jejich koexistenci na stejné lokalitě (Kocik a Taylor 1996). V Evropě se jen zřídka vytvořily samostatně se rozmnožující populace pstruha duhového (Sægrov a kol. 1996, Peter a kol. 1998). Přirozené rozmnožování pstruha duhového v přírodních podmínkách v České republice nebylo dosud prokázáno a kupříkladu v Německu bylo poprvé zjištěno až v roce 1989. Za snížením schopnosti přirozeně se rozmnožovat stojí významné ovlivňování struktury násady dlouhodobým chovem, ale také vyšší citlivost pstruha duhového k parazitární infekci způsobované rybmorkou pstruží (*Myxobolus cerebralis*), která nejvíce ovlivňuje raná vývojová stadia (Fausch 2007). Dalším možným faktorem způsobujícím nízkou míru naturalizace může být to, že pstruh duhový je v podstatě silně ovlivněn domestikací a je tudíž méně přizpůsobivý k přežívání či reprodukci ve volné přírodě (Weber a Fausch 2003).

Oproti pstruhovi obecnému vyhledává větší toky, nároky na prostředí se více podobá lipanovi podhornímu nežli pstruhovi obecnému. Opět platí pravidlo, že v přirozeně bohatě strukturovaných tocích je míra kompetice s původními druhy výrazně nižší. Z málo členitých toků ale může pstruh duhový pstruha obecného i lipana vytlačovat. Interakce pstruha duhového s lipanem nejsou sice prozatím dostatečně prozkoumány, ale bylo zjištěno, že na některých lokalitách v Rakousku se na úbytku lipanů ve velké míře může podílet i pstruh duhový, který vyhledává na jaře jejich trdliště a požírá jejich jikry (Uiblein a kol. 2001).

S ohledem na probíhající reintrodukcí lososa obecného do našich vod je třeba zmínit i skutečnost, že bylo zjištěno zhoršení růstu i snížené přežívání lososa v přítomnosti pstruha duhového (Kennedy a Strange 1986). Ten se skutečně zdá být kompetičně silnější než losos v místech sympatrického výskytu (Volpe a kol. 2001, Valiente a kol. 2007).

Zvláštní problém představuje predace lososovitých ryb na mihulích potočních. Predace je významná zvláště v jarním období během rozmnožování mihulí, kdy se stávají ideální kořistí zejména u větších pstruhů obecných i duhových vysazovaných do revírů za účelem zvýšení úspěšnosti úlovků v lovné sezóně. Obsádka dospělých lososovitých ryb dlouhodobě udržovaná nad úrovní přirozené kapacity prostředí má významný vliv také na raky, kteří se zejména v období svlékání krúně stávají zranitelnějšími. Stejně jako někteří zástupci hmyzu dokážou i raci reagovat na přítomnost predátorů v toku. Raci jsou posléze méně aktivní (méně opouštějí úkryty), což vede k snížení přijímané potravy. Tak se populace raků oslabují i bez přímé predace ze strany ryb. Problém může rakům činit také zjištění nepůvodního druhu (tedy např. sivena amerického nebo pstruha duhového), protože relativně spolehlivě rozpoznávají jen látky uvolňované druhy, s nimiž dlouhodobě během vývoje druhů sdílejí prostředí. Otázkou tedy vždy zůstává podobnost látek, podle kterých se raci orientují a o nichž zatím nejsou přesné informace.

Míra vlivu na životaschopnost populací drobných druhů ryb a mihulí, např. střevle potoční, vranky obecné nebo mihule potoční, je odvislá od dvou hlavních faktorů. Prvním je kvalita prostředí. V neregulovaných tocích bývá dostatek úkrytů pro potenciální kořist a také její početnost převyšuje poptávku ze strany lovcích velkých ryb. Druhým zásadním vlivem je míra vysazování dospělých pstruhů (obecných a duhových) do sportovních revírů. Dočasná potřeba se zmocnit kořisti u ryb se zvýšenou mírou agresivity vede k tlaku, který se navíc v průběhu sezóny nárazově mění, a proto se mu může kořist jen těžko přizpůsobit. Proto je třeba vysazování přizpůsobit (mimo jiné) také přítomným druhům, aby nebyla zbytečně narušena stabilita jejich populací.

Lososovité ryby se živí převážně ve dne, ale např. u pstruha duhového a pstruha obecného v potoce v Pyreneích bylo hlavní období příjmu potravy v raných nočních hodinách, kdy se pstruzi živili benthickými organismy v driftu. Lososovité ryby obecně upřednostňují kořist, která je vodou unášena, před přisedlými živočichy (Elliott 1973).

Ve stojatých vodách tvoří významnou složku potravy lososovitých také zooplankton (zejména korýši). Konzumace zooplanktonu z nádrží byla popsána také u pstruha duhového (Galbraith 1967). Kaskádový efekt tak může vést k namnožení fytoplanktonu a tedy ke změně kvality vody.

Lososovité ryby ovlivňují predací také vážky a mají vliv na jejich chování a růst. V tocích obývaných pstruhem duhovým jsou nymfy vážek méně početné, jen omezeně plavou ve vodním sloupci, méně projevují nápadné chování a jsou častěji schované v substrátu než vážky v tocích bez ryb (Wiseman a kol. 1993). Jejich přítomnost má negativní vliv také na reprodukční vlastnosti vážek. Nepůvodní lososovité ryby mohou mít větší predáční tlak na larvy vážek než původní lososovité druhy ryb.

Siven americký

Obecný popis hodnocení vlivů lososovitých nepůvodních druhů byl popsán na příkladu pstruha duhového. Studie ukazují, že siven americký nemá na pstruha obecného silný kompetiční vliv, nedochází k ovlivnění výběru prostředí, růstu ani míry přežívání (Blanchet a kol. 2007). Vztah pstruha obecného a sivena amerického je možno popsat také na základě výsledků výzkumu v Severní Americe. Zde byl zdokumentován negativní vliv pstruha obecného na sivena v místech sympatrického výskytu, což je vysvětlováno větší agresivitou pstruha, která vede k vytěsnění sivena z výhodných stanovišť a

od zdrojů potravy (Nyman 1970, Fausch a White 1981, Waters 1983, DeWald a Wilzbach 1992). K podobným závěrům vedly také studie ve Francii, které neprokázaly negativní vliv sivena na pstruha, naopak vedly k závěru, že z dlouhodobého hlediska může spíše pstruh kompetičně vyloučit sivena, nebo přinejmenším silně zmenšit velikost jeho populace (Delacoste a kol. 1997, Blanchet a kol. 2007). Existuje značná shoda ve složení potravy a tedy velkou pravděpodobnost mezidruhové kompetice (Cucherouseet a kol. 2007). Kromě větší agresivity pstruha se na vytlačování sivena může podílet i rozdílná reprodukční biologie. Trdliště sivena a pstruha se liší především tím, že siven upřednostňuje místa s vývěry spodní vody (Witzel a MacCrimmon 1983). Pokud takováto místa chybějí, mnoho míst využitých ke tření sivenem může být zničeno později se třeoucím pstruhem (Sorensen a kol. 1995). Vliv může mít navíc i mezidruhová sexuální interakce, která vede k vyčerpání reprodukčního potenciálu s nesprávným druhem (Grant a kol. 2002). Kříženci sivena se pstruhem (tzv. tygří ryby), potvrzující reprodukční interakce a možnost hybridizace těchto dvou druhů, jsou známi ze Severní Ameriky i z Evropy včetně České republiky (Dyk 1963, Witzel a MacCrimmon 1983, Cucherouseet a kol. 2008) a jsou neplodní.

Jedinými oblastmi v Evropě, kde byl zaznamenán významně negativní vliv sivena na pstruha obecného, jsou Švédsko a Finsko. Ve Švédsku průměrně za dvacet let vyhynulo 13 z 65 populací pstruha v jezerech ovlivněných sivenem (Spens a kol. 2007). Pstruh je náchylnější v jezerech ve vyšších nadmořských výškách. I když se přestane s vysazováním, existující sympatrické populace mohou představovat hrozbu vyhubení pstruha. Ve Finsku k vytlačování pstruha obecného dochází v malých tocích, kde je jeho reprodukce díky podmínkám prostředí silně omezena. Tato skutečnost v podstatě odpovídá situaci ze Severní Ameriky, ale je důsledkem opačného procesu. V Evropě siven vytlačuje pstruha z pramenných oblastí toků, kdežto v Americe jsou tyto oblasti často jediná refugia pro populace sivena, protože z větších toků je vytlačován pstruhem (Korsu a kol. 2007).

Informace o interakcích sivena amerického s lipanem podhorním nejsou zatím zpracovány. Avšak studie provedená v Severní Americe na příbuzném druhu, lipanu arktickém (*Thymallus arcticus*), a vysazeném sivenu americkém, neprokázala negativní vliv sivena na tento druh lipana (Byorth a Magee 1998), který je ekologicky téměř totožný s lipanem podhorním. Proto se lze domnívat, že i vliv na lipana podhorního by měl být minimální.

Siveni jsou podobně jako pstruzi predátory drobných ryb. Proto je vysazování sivenů do volných vod třeba přizpůsobit již přítomným druhům, aby nebyla narušena stabilita jejich populací. Obojživelníci jsou schopni poznat pachovou stopu predátora, a proto se dospělí jedinci nerozmnožují na místech, kde se vyskytují ryby, což následně vede k poklesu početnosti populace (Braňa a kol. 1996). Například skokan *Rana iberica* silněji reaguje (poklesem aktivity) na pachovou stopu původního pstruha obecného než na stopu nepůvodního sivena amerického, což je evidentně dáno koevoluční adaptací (Bosh a kol. 2006). Přítomnost lososovitých ryb ovlivňuje i chování obojživelníků a může ovlivnit i rychlost individuálního růstu, kdy záby metamorfují při menších velikostech (Nyström a kol. 2001).

Pstruzi, lososi, siveni i lipani požírají největší zástupce bezobratlých, kteří se v jejich prostředí vyskytují. Na velikosti populací lososovitých druhů tedy přímo závisí biomasa bezobratlých i vazby v jejich společenstvu. Níže popsané vztahy v přirozených společenstvech nepůsobí žádné problémy, ale mohou být významné na místech s uměle navýšovanou obsádkou lososovitých ryb nebo jejich vysazováním na nevhodné lokality.

Všichni zástupci větších druhů bezobratlých se stávají upřednostňovanou kořistí sivenů (McIntosh a kol. 2002, Meissner a Muotka 2006). Klesá tak početnost jepic, chrostíků a dalších povětšinou dravých druhů, drtičů a škrabačů. Tím podle kaskádového efektu predace v potravním řetězci dochází i k poklesu celkové biomasy bezobratlých na lokalitě (Buria a kol. 2007) a vzrůstá početnost drobných zástupců (zejména larev) hmyzu, jako jsou např. pakomáři. Přítomnost ryb může způsobit značné zvýšení biomasy perifytonu. Bechara a kol. (1992) prokázali, že v přítomnosti jepice *Baetis* dochází k redukci biomasy periphytonu, zatímco chrostík *Psychoglypha subborealis* redukuje biomasu pakomárů. Tito dva zástupci makrozoobentosu jsou lososovitými rybami silně potlačováni přímou konzumací.

McIntosh a Peckarsky (1996) provedli experiment, při kterém sledovali, jaký má vliv přítomnost chemické stopy sivena na jepice rodu *Baetis* žijící v potoce obývaném sivenem americkým

a na zástupce populace obývající potoky bez ryb. Jedinci z potoka se sivenem vykazovali silnou diurnální periodicitu, jak ve výskytu na povrchu substrátu, tak v četnosti driftování, i když byli drženi ve vodě bez ryb či jejich chemické stopy. V noci bylo značně více jepic na povrchu substrátu a v driftu než ve dne. Snížením pohybu ve vodním sloupci během dne totiž jepice snižují riziko predace rybami, které svou kořist vyhledávají za pomoci zraku (McIntosh a kol. 2002). Světlo ovlivňuje načasování aktivity jepic, ale stopy predátora určují intenzitu aktivity (Douglas a kol. 1994, McIntosh a Peckarsky 1996). Driftující jepice jsou 4-5x náchylnější vůči predaci ve dne než v noci (McIntosh a kol. 2002). Poměr periodicity driftování jepic v noci a ve dne je deset ku jedné, a to bez ohledu na velikost a morfologii různých taxonů jepic (McIntosh a kol. 2002).

Díky ovlivnění složení společenstev bezobratlých v tocích a zejména omezením početnosti larev větších zástupců hmyzu dochází také k ovlivnění lovců dospělců těchto druhů v suchozemské fázi života. Omezuje se tak nabídka kořisti pro pavouky, plazy, ale také netopýry a ptáky (Baxter a kol. 2005).

Ve stojatých vodách tvoří významnou složku potravy sivena amerického také zooplankton (zejména korýši) (Dawidowicz a Gliwicz 1983). Kaskádový efekt tak může vést k namnožení fytoplanktonu a tedy ke změně kvality vody (Vani a kol. 1997, Helfman a kol. 2009).

Také vážky mají v přítomnosti lososovitých ryb pozměněné chování a vlastnosti (Wiseman a kol. 1993). Vedle snížení početnosti a reprodukční úspěšnosti má přítomnost lososovitých druhů vliv na omezení plavání ve vodním sloupci a častější schovávání v substrátu. Zdá se, že nepůvodní druhy mají vliv větší, například v mokřadech ve francouzské chráněné oblasti Orlu (La Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu) má naturalizovaný siven americký na rozšíření vážek větší vliv než původní pstruh obecný (Bonifait a Defos de Rau 2007).

Stejně jako někteří zástupci hmyzu dokážou i raci reagovat na přítomnost predátorů v toku (Shave a kol. 1994). Raci jsou posléze méně aktivní (méně opouštějí úkryty), což vede také k snížení přijímané potravy (Stein a Magnusson 1976, Hill a Lodge 1999). Tak se populace raků oslabují i bez přímé predace ze strany ryb. Problém může rakům činit také zjištění nepůvodního druhu (tedy např. sivena amerického nebo pstruha duhového), protože relativně spolehlivě rozpoznávají jen látky uvolňované druhy, s nimiž dlouhodobě během vývoje druhů sdílejí prostředí. Otázkou tedy vždy zůstává podobnost látek, podle kterých se raci orientují a o nichž zatím nejsou přesné informace.

Okounek pstruhový

V některých částech světa vysazená populace okounka pstruhového zapříčinila úbytek, přemístění úplné vymizení původních druhů (Leppakoski 1998). Nepříznivý tlak může vyvíjet na populace obojživelníků.

2.3 Herpetofauna

Skupina herpetofauny je tvořena těmito druhy:

Skokan volský *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) – žáby (Anura)

Želva nádherná *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792) – želvy (Testudines)

Oba druhy jsou v „unijním seznamu“ (2016/1141) invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014), želva nádherná je zároveň uvedena v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016).

Původní druhy herpetofauny žijící na území ČR jsou dobře probádány a zmapovány. Všechny druhy jsou uvedeny v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců České republiky (Plesník a kol. 2003) a až na dvě výjimky jsou všechny zařazeny mezi zvláště chráněné druhy dle zákona 114/1992 Sb.

Vzhledem k výrazným charakteristickým znakům skokana volského a želvy nádherné je pravděpodobnost záměny obou druhů s druhy původními velmi nízká.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy obojživelníků a plazů, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.3.1.1 Kategorizace v seznamech IAS

Lithobates catesbeianus (Shaw, 1802) – IAS s významným dopadem na Unii

Trachemys scripta (Schoepff, 1792) – černý seznam ČR (BL3) + IAS s významným dopadem na Unii

2.3.1.2 Ekologie a biologie

Skokan volský (*Lithobates catesbeianus*)

Skokan volský váží až 0,5 kg. Je to výhradně vodní žába, většinu života tráví ve vodě či v její blízkosti. Nejraději má zarostlé stojaté vody. Pro rozmnožování potřebuje vodu o teplotě 25 °C, takže vyhledává mělké tůně. Pulci se vyvíjejí 1–4 roky. Dospělé žáby se živí velkými bezobratlými i obratlovci.

Jeho hlavní negativní dopad na společenstva spočívá v tom, že je konkurentem jiných druhů žab, které díky své velikosti snadno potlačí. Zároveň je to zdatný predátor obojživelníků, ptáků i malých savců. Je přenašečem chytridiomykózy, závažného onemocnění, které ohrožuje původní druhy obojživelníků.

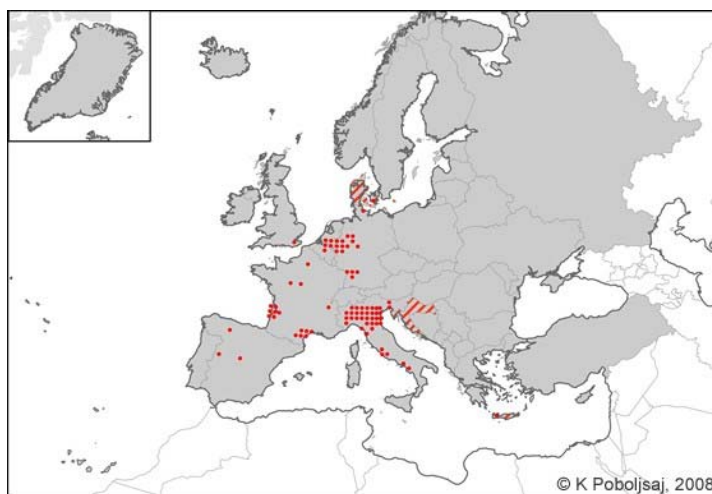
Želva nádherná (*Trachemys scripta*)

Tato sladkovodní želva může dorůst velikosti 25–30 cm. Preferuje pomalu tekoucí a stojaté vody. V Evropě se často vyskytuje v parcích, kam ji zanášejí lidé. Živí se rostlinnou i živočišnou potravou. Samice kladou na začátku léta 3–11 vajec. Inkubace trvá v Americe a v jižní Evropě 2–3 měsíce, u nás tento údaj bude velmi kolísat v závislosti na tom, jak teplé jsou jednotlivé dny v sezóně. Dožívá se až 50–ti let. Přirozené nepřátele u nás příliš nemá, nanejvýš lišky či volavky, možná potkany.

2.3.1.3 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Skokan volský

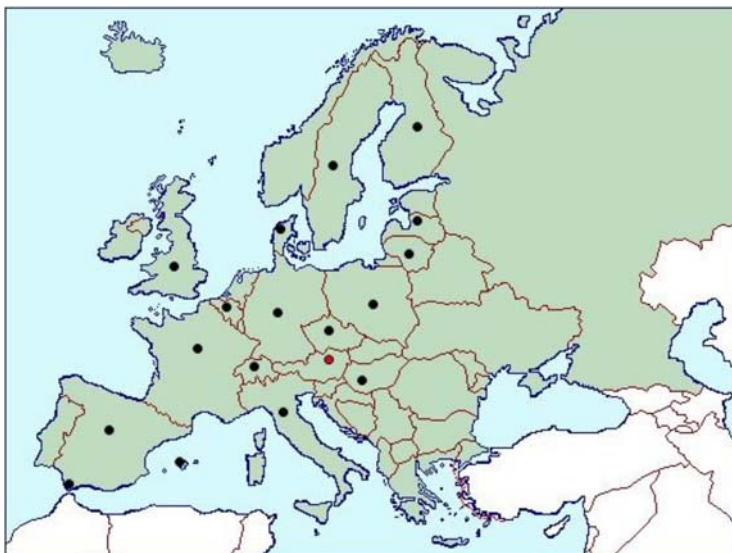
Původním areálem skokana volského je východní část Severní Ameriky. V průběhu 20. století byl tento druh opakovaně v Evropě vysazen, využívá se na farmách pro produkci žabích stehýnek. Šíří se také v Jižní Americe a Asii, především díky únikům z žabích farem. V Austrálii byl neprozřetelně vysazen jakožto prvek biologického boje a ochrany, ovšem ukázal se pro místní faunu velmi nebezpečným.



Obr. 19 - Rozšíření skokana volského v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Želva nádherná

Želva nádherná pochází z jihovýchodní části Severní Ameriky. Patří mezi nejčastěji chované vodní želvy v Evropě a často bývá majiteli vypouštěn do volné přírody. Želva nádherná je do Evropy dovážena od 70. let 20. století a od roku 1997 již není dovoz nejčastěji chovaného poddruhu do EU povolen. Vznikají lokální populace, ale ve střední a severní Evropě obvykle po pár letech vymřou v důsledku silnějších zim. S postupující změnou klimatu je však potřeba počítat s lepším přežíváním a rozmnožováním tohoto druhu v Evropě.



Obr. 20 - Mapa rozšíření želvy nádherné v Evropě (www.cabi.org)

2.3.1.4 Rozšíření v ČR

Skokan volský

Skokan volský nebyl na území ČR zaznamenán ve volné přírodě s výjimkou jedné lokality nedaleko Prahy (T. Görner, osobní sdělení). Ač bylo několik projektů na zřízení žabích farem, žádná není momentálně funkční.

Želva nádherná

V Česku vznikají přechodné populace, které jsou založeny chovateli vypouštějícími dospělá zvířata do přírody. Uvědomělejší z nich tak činí v areálech zoologických zahrad. Dlouhodobější populace se drží především kolem Brněnské přehrady a v okolí Prahy, kde byly nalezeny i snůšky vajec.

2.3.1.5 Potenciál šíření v ČR

Skokan volský

Patří mezi terarijní zvířata a hrozí teoretická možnost záměrného vypuštění do volné přírody. V obdobných podmínkách v Evropě se samovolně šíří a představuje tak invazní riziko.

Želva nádherná

Bylo zaznamenáno jedno úspěšné rozmnožování (Mikátová a Šandera 2015), ale obecně je pro tyto želvy u nás příliš chladno. Dospělí jedinci jsou schopni přežít ve volné přírodě několik let, v závislosti na tom, jak chladné jsou zimy.

2.3.1.6 Impakt skupiny druhů

Skokan volský

Z hlediska potenciálních rizik může představovat konkurenci domácím druhům hlodavců, je rezervoárem lymfské boreliózy a může vyžírat hnízda malých druhů ptáků. Vzhledem k nízké invadaci

jsou však tato rizika minimální. Zatím se na žádném místě výrazně nešíří krajinou (udrhuje se jen jedna založená populace).

Želva nádherná

Je schopna značně decimovat vegetaci a vybírá hnízda vodních ptáků. Představuje také konkurenci pro naši původní želvu bahenní, která se však u nás v současné době vyskytuje pouze v jedné vysazené populaci u Novomlýnských nádrží.

2.4 Ptáci

Skupina ptáků je tvořena těmito druhy:

Husice nilská *Alopochen aegyptiaca* (Linnaeus, 1766) – vrubozobí (Anseriformes)

Kachnice kaštanová *Oxyura jamaicensis* (Gmelin, 1789) – vrubozobí (Anseriformes)

Ibis posvátný *Threskiornis aethiopicus* (Latham, 1790) – brodivý (Ciconiiformes)

Alexandr malý *Psittacula krameri* (Gmelin, 1789) – papoušci (Psittaciformes)

Vrána domácí *Corvus splendens* (Vieillot, 1817) – pěvci (Passeriformes)

Tři z těchto druhů jsou v „unijním seznamu“ (2016/1141) invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014), zařazení husice nilské bylo dlouho zvažováno, alexandr malý je uveden v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016).

Ani jeden druh ptáka této skupiny není v ČR systematicky sledován. Jedná se o druhy, jejichž výskyt na území České republiky můžeme hodnotit jako sporadický až vzácný. Kachnice byla do ČR dokonce introdukována jako lovná zvěř, ovšem bez toho aby se rozšířila.

Pouze u husice nilské je možné nalézt záznamy o výskytu jak v Nálezové databázi AOPK ČR, tak v databázi Avif České společnosti ornitologické (ČSO). Jedná se však o výsledky sledování obecně bez konkrétního zacíleného programu. Husice má z této skupiny ptáků největší potenciál pro další šíření a hnízdění na území ČR. U tohoto druhu hrozí díky své agresivitě významný impakt na původní druhy.

Až na vránu domácí, která je snadno zaměnitelná např. s vránou obecnou, jsou ostatní druhy ptáků z této skupiny snadno identifikovatelné.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy ptáků, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.4.1.1 Kategorizace v seznamech IAS

Alopochen aegyptiaca (Linnaeus, 1766)

Oxyura jamaicensis (Gmelin, 1789) – IAS s významným dopadem na Unii

Threskiornis aethiopicus (Latham, 1790) – IAS s významným dopadem na Unii

Psittacula krameri (Gmelin, 1789) – Černý seznam ČR (WL)

Corvus splendens (Vieillot, 1817) – IAS s významným dopadem na Unii

2.4.1.2 Ekologie a biologie

Husice nilská (*Alopochen aegyptiaca*)

Husice nilská (dále jen husice) patří mezi největší husice, měří 63–73 cm a váží až 3 kg. Peří je převážně světle hnědé, s tmavou skvrnou kolem oka, tmavě hnědou skvrnou na hrudi a velkými bílými a zelenými poli v křídlech. Nohy jsou matně růžovočervené, zobák růžovočervený s tmavým lemem. Pohlaví se od sebe neliší velikostí ani zbarvením ale jen hlasem: samec syčí, samice štěbetá a kejhá. Husice hnízdí na zemi, v opuštěných hnízdech jiných ptáků na stromech nebo v různých dutinách. Snáší 6–10 vajec, na nichž sedí pouze samice 30 dnů. O mláďata se starají oba rodiče. V Africe hnízdí dvakrát ročně, v Evropě jen jednou. V době hnízdění a péče o mláďata je samec velmi agresivní a napadá jiné ptáky ve svém hnízdním teritoriu, přičemž ho samice ponouká a "chválí" štěbetáním a kýváním hlavy.

Husice jsou převážně býložravé, pasou se podobně jako husy, ale občas sbírají i bezobratlé živočichy. Pro hnízdění potřebují husice nilské blízkost nízké trávy, na které se pasou mláďata, vodní plochu jako bezpečné útočiště a vhodné místo ke hnízdění. Husice jsou striktně teritoriální, což limituje hnízdní početnost. V zimě a na jaře se často pasou na polích, po zbytek roku hlavně na trávě (Sutherland a Allport 1991).

Kachnice kaštanová (*Oxyura jamaicensis*)

Kachnice kaštanová (dále jen kachnice) je malá, kompaktní kachna (délka těla 35–43 cm), s velkou hlavou a tuhým, často vztyčeným ocasem, váží zhruba 500–600 g. Má krátké tělo a krk, velkou hlavu a dlouhý tuhý ocas, který je často vztyčený (dobré poznávací znamení zejména u nenápadných samic). Samec je v létě převážně sytě kaštanově hnědý, s černým temenem a zadními částmi krku a bílými lícemi, bradou a spodními ocasními krovkami. V zimě se podobá samici, ale má stále bílé tváře. Samice je podobně jako samec v zimě matně hnědá se špinavě bílou lícní skvrnou s rozpitým různě silným tmavým pruhem.

Během hnízdního období bývají samci a samice pospolu, což usnadňuje identifikaci samic. Druh spíše plave, než létá. Během hnízdění vydává nosové zvuky. Plovoucí hnízda jsou nejčastěji situována do řídké vegetace, samice do nich klade 6–10 krémově bílých vajec.

V Evropě hnízdí většinou v mělkých eutrofních jezerech a mokřinách či příbřežních oblastech.

Ibis posvátný (*Threskiornis aethiopicus*)

Dospělec ibise posvátného (dále jen ibis) je až 68 cm vysoký a má bílé opeření s černě zbarveným ocasem, holým krkem a hlavou, tlustým zakřiveným zobákem a končetinami. V letu je viditelný černý okraj křídel. Pohlaví se zbarvením neliší, mladí ptáci mají špinavě bílé opeření, menší zobák a prachové peří na krku. Živí se hmyzem, rybami, žábami nebo jinými vodními živočichy.

Ibis je obvykle tichý, ale občas se ozývá skřehotavými zvuky, které zní jako kachní. Hnízdí ve velkých koloniích na stromech i na zemi, často ve společnosti jiných brodivých ptáků, např. volavek. Klade 2–3 vejce, na kterých sedí 28–29 dní. Mláďata rodiče opouští ve 35–40 dnech života.

Alexandr malý (*Psittacula krameri*)

Alexandr malý (dále jen alexandr) je pták z čeledi papouškovití. Dospělý samec má na krku černý límec s růžovými pírkami, který ústí u dolní čelisti zobáku. Samice límec postrádá, ale má v jeho místech určitý náznak jinak zbarveného peří. Horní čelist zobáku má červenou, dolní černou. Duhovka je žlutá, běhák šedý. Dorůstá délky 41 cm a hmotnosti 140 g.

Alexandři malí žijí v hejnech, v místech, kde je dostatek potravy, a bezpečné místo k odpočinku. Na stanovištích, kde nocují, jich mohou být i stovky. Hnízdí v dutinách stromů, v synantropním prostředí i v dalších podobných habitatech vytvářených člověkem. Alexandři velice dobře létají, ale jen málokdy létají do větších vzdáleností. Živí se semeny, bobulemi, plody, květy a nektarem.

Vrána domácí (*Corvus splendens*)

Vrána domácí (dále jen vrána) má velikost těla 37–42 cm a rozpětí křídel 68–80 cm. Na zemi působí velmi štíhle až vychrtle, má nápadně dlouhé nohy a křídla, malou hlavu se strmým čelem a relativně mohutný zobák. Hlava (těsně za oči), podbradek, hřbet a ocas jsou černé, zbytek je tmavošedý – jen šíje, krk a horní část hrudi jsou o něco světlejší. Hnízdí v koloniích na stromech v blízkosti lidí. Snáší 4 až 5 bledě modrých vajec. Specializuje se na široké spektrum potravy z odpadů od člověka – zbytky ryb v přístavech, zbytky jídel na skládkách či smetištích, případně člověkem pěstované plodiny. Na nich také působí v případě invazí největší škody. Také loví drobné bezobratlé i obratlovce.

2.4.1.3 Přírozený areál a vývoj rozšíření

Husice nilská

Husice má velký areál přírodního rozšíření, který pokrývá obrovskou část Afriky jižně od Sahary. Osidluje také údolí řeky Nilu až do Egypta, po nichž dostala své druhové jméno ve více jazycích

(Egyptian Goose anglicky, Nilgans německy, Nijlgans holandsky, Oulette d'Égypte francouzsky – Kolbe 1984, Madge a Burn 1988). Do konce 17. století údajně hnízdila dokonce i v jižní Evropě až po Podunají (Hudec 1994).

Kachnice kaštanová

Žije v Severní Americe, v minulosti byla úspěšně introdukována do Velké Británie, odkud se rychle rozšířila do západní Evropy. Introdukována do Velké Británie byla ve 40. letech 20. století. Od šedesátých let hnízdí i ve volné přírodě. Od 70. let se šířila i do západní a jižní Evropy. Dnes žije v zemích západní a jižní Evropy, hnízdění prokázáno je v 8 z nich. V posledních letech díky eradikačním programům v některých zemích (Velká Británie, Španělsko) počty značně poklesly. Nárůst početnosti v posledních letech je zaznamenán v Belgii, Francii a Nizozemí, i zde se ale začíná s jejich systematickou likvidací. Mimo Evropu žije v severní Africe (Alžírsko, Maroko, Tunisko) a západní Asii (Izrael, Turecko).

Ibis posvátný

Původní areál je především v Africe jižně od Sahary, místně též na Středním východě, Iráku a Íránu.

Díky chovu ve většině zoologických zahrad včetně Evropy se rozšířil únikem i do Evropy, především do Francie, kde žije hnízdící populace ve volné přírodě. Výskyt ibise je také hlášen z následujících zemí: Belgie, Itálie, Německo, Nizozemí, Portugalsko, Španělsko a Velká Británie.

Alexandr malý

Ve volné přírodě se alexandr přirozeně vyskytuje v rovníkové Africe, Indii, Středním Východu. Jeho přirozeným biotopem jsou listnaté oblasti a kulturní krajina.

Uměle byl zavlečen do celé řady dalších lokalit, včetně velkých evropských měst, USA, Austrálie, Arabského poloostrova či Jižní Afriky. Právem je považován za invazní druh, s nímž si některé země nevědí rady. Španělsko například výrazně omezilo jeho chov v zajetí.

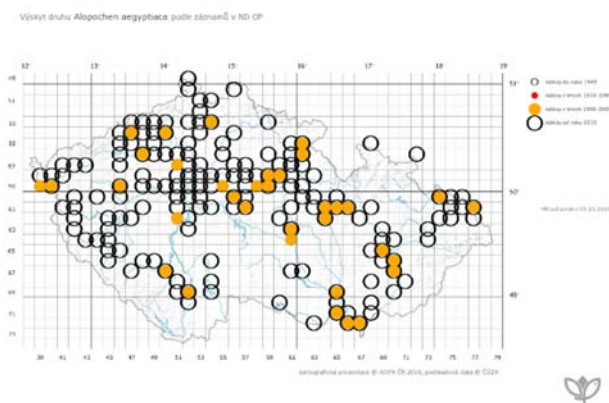
Vrána domácí

Původní areál vrány je v jižní části Asie, konkrétně státech Indie, Pákistán, Maledivy, Srí Lanka, Myanmar. Odtud se rozšířila i do dalších států včetně Nizozemska (lodní dopravou). Protože je však od počátku ve vhodných podmínkách považována za invazní druh, provádějí některé státy její úspěšnou eradikaci obratem (např. Austrálie).

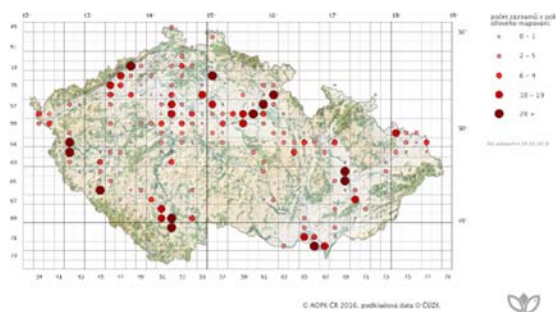
2.4.1.4 Rozšíření v ČR

Husice nilská

V posledních letech bylo v Česku zaznamenáno několik možných, pravděpodobných i prokázaných hnízdění. Od roku 2002, s výjimkou roku 2005, je přítomnost husice na území České republiky potvrzena každoročně (údaje České společnosti ornitologické). Rok 2008 byl poté rokem s absolutně nejvyššími pozorovanými počty a i rokem, kdy u nás husice poprvé prokazatelně zahnízdily. Nejčastěji byli pozorováni jednotliví ptáci (37×), pozorování více jedinců najednou bylo méně obvyklé (dva jedinci 26×, tři jedinci 4×, čtyři jedinci 4×). Z hlediska ročního průběhu je nejvíce pozorování jedinců husic z pravých hnízdních měsíců duben a květen, dále pak z podzimních měsíců říjen a listopad (Vermouzek at al. 2011, Silvia 2011). Jejich počet stále stoupá.



Obr. 21 - Rozšiřování husice v čase (dle Nálezové databáze AOPK ČR)



Obr. 22 - Dosavadní počet nálezů (dle Nálezové databáze AOPK ČR)

Kachnice kaštanová

Vzácně zaletuje i na území České republiky, kde byla zjištěna zatím jen v několika málo případech jako nehnízdící zalétávající jedinci, a to od roku 1989. Do ČR byla také introdukována jako lovná zvěř, ovšem bez toho aby se rozšířila.

Rozšiřování husice dle Nálezové databáze AOPK ČR a databáze České společnosti ornitologické (ČSO AVIF) není k dispozici, protože ani jeden z těchto zdrojů neobsahuje žádný záznam o výskytu tohoto druhu. To svědčí o tom, že je u nás doposud velmi vzácný.

Ibis posvátný

V ČR je výjimečně zaznamenán výskyt, který je ale spíše náhodným záletem způsobeným atmosférickou situací (proudění větru či bouřky).

Alexandr malý

Záznamy pozorování z volné přírody z Nálezové databáze AOPK ČR či databáze České společnosti ornitologické nejsou k dispozici, tj. ani jedna z těchto databází neobsahuje žádný záznam o výskytu druhu. Jeho výskyt je tedy velmi sporadický.

Vrána domácí

V ČR nebyl tento druh nikdy zaznamenán, vrána proto nefiguruje ani na seznamu druhů vyskytujících se v ČR.

2.4.1.5 Potenciál šíření v ČR

Husice nilská

Husice se šíří poměrně rychle, nové nálezy druhu jsou pravidelné. Potenciál pro šíření není rozhodně vyčerpaný.

Kachnice kaštanová

Potenciál šíření tohoto druhu je těžko předvídatelný.

Ibis posvátný

Potenciál pro šíření v ČR není vysoký.

Alexandr malý

Alexandr se v ČR ve volné přírodě vyskytuje především jako důsledek úletů z chovů. V současné době u něj není prokázáno hnízdění. Hnízdní populace lze ovšem nalézt v Rakousku a Německu, poměrně nedaleko od hranic z ČR (nejbližší je v Rakousku cca 90 km od hranic).

Vrána domácí

Vzhledem k ekologickým potřebám je šance na rozšíření druhu k nám mizivá díky extrémním výkyvům teplot v průběhu roku, především chladné zimě. Proto se v Evropě tomuto druhu daří v přímořských oblastech s menšími teplotními výkyvy.

2.4.1.6 Impakt skupiny druhů

Husice nilská

Husice jsou oproti ostatním druhům vodního ptactva agresivní, zejména v době hnízdění. V posledních letech byla jejich agresivita prokázána ale i např. proti dravcům, kdy bylo v Sasku-Anhaltsku zjištěno odhánění luňáků červených (*Milvus milvus*) i hnědých (*M. migrans*) husicemi od jejich hnízd (výška hnízd více než 20 metrů nad zemí!) a následné zabránění hnízda luňáka červeného pro vlastní hnízdění (Nicolai 2006). Agresivita husic byla potvrzena i z našeho území, zejména v hnízdní době. Zajímavostí, která byla prokázána i v České republice, je velká přizpůsobivost při výběru místa pro hnízdění - budka a úplně volně ležící násada (Kolbe 1984, Bauer a Woog 2008). V oblasti přirozeného rozšíření je husice konfliktním druhem. V Jihoafrické republice ji statkáři považují za vážného škůdce, celkové škody na statcích jedné oblasti odhadli Mangnall a Crowe (2002) na 2,5 až 7 % ročního výnosu z pšenice a ječmene. Za potenciálně problematickou je považována husice i ve Velké Británii, její vliv na ekosystémy a hospodářské plodiny je ale povětšinou hypotetický. Husice mají stejné nároky na prostředí jako kachny divoké a lisky, které pak mohou vytlačovat.

V Británii bylo zaznamenáno křížení s berneškou velkou (*Branta canadensis*), v Africe se kříží s několika druhy a potenciální křížení s evropskými druhy hus může přispět k jejich ohrožení. Sutherland a Allport (1991) výslovně uvádějí, že (tehdejší) britská populace je příliš malá, než aby měla signifikantní efekt na zemědělské výnosy. U nás zatím žádné podobné problémy, podobně jako na britských ostrovech, hlášeny nejsou. Zcela nepochybně se bude velikost populace i areál rozšíření husice u nás v dalších letech rozšiřovat a její potenciální negativní vliv zvětšovat. Negativní vliv může mít, jak je uvedeno výše, dva projevy:

- 1) Hospodářské škody na zemědělských plodinách. Zde se však spíše než o zvyšování škod bude jednat o vytlačování jiných druhů se stejnou potravní nikou, tj. v konečném důsledku nemusí ke zvýšení škod dojít.
- 2) Vytlačování původních druhů, popřípadě křížení s nimi. Toto riziko je reálné, a dá se očekávat jeho zvyšování.

Kachnice kaštanová

Impakt druhu na českou biodiverzitu je vzhledem k doposud minimálnímu výskytu taktéž minimální.

Ibis posvátný

Impakt druhu je mizivý. Nedá se předpokládat, že by se v ČR rozšířil a navíc měl invazní potenciál.

Alexandr malý

Impakt druhu na českou biodiverzitu je vzhledem k doposud malému výskytu taktéž minimální.

Vrána domácí

Impakt druhu je mizivý. Nedá se předpokládat, že by se v ČR rozšířil a navíc měl invazní potenciál.

2.5 Savci

2.5.1 Savci v zájmu myslivosti

Skupina savců v zájmu myslivosti je tvořena těmito druhy

Jelen sika *Cervus nippon* Temminck, 1838 – sudokopytníci (Artiodactyla)

Muflon *Ovis aries musimon* Pallas, 1811 – sudokopytníci (Artiodactyla)

Kamzík horský *Rupicapra rupicapra* (Linnaeus, 1758) – sudokopytníci (Artiodactyla)

Psík mývalovitý *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834) – šelmy (Carnivora)

Mýval severní *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) – šelmy (Carnivora)

Všechny výše uvedené druhy jsou zařazeny do černého seznamu ČR (Pergl a kol. 2016), mýval severní je zároveň uveden v „unijním seznamu“ (2016/1141) invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014).

Sika, muflon a kamzík jsou druhy, které jsou dle zákona č. 449/2001 Sb. o myslivosti řazeny mezi zvěř. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 245/2002 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 449/2001 Sb. o myslivosti, označuje mývala severního a psíka mývalovitého jako introdukované druhy živočichů, které smí v přírodě usmrcovat (pokud nebyla udělena výjimka) pouze myslivecká stráž nebo hospodář.

Muflon a kamzík jsou charakteristické druhy, které prakticky nelze zaměnit s žádným u nás původně žijícím druhem. K záměně může dojít u jelena siky s jelenem evropským, se kterým dokonce může i hybridizovat. Mýval severní je snadno zaměnitelný s psíkem mývalovitým a oba druhy pak s původní lasicovitou šelmou jezevcem lesním.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy savců, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.5.1.1 Kategorizace v seznamech IAS

Cervus nippon (Temminck, 1838) – Černý seznam ČR (BL2)

Ovis aries musimon (Pallas, 1811) – Černý seznam ČR (BL2)

Rupicapra rupicapra (Linnaeus, 1758) – Černý seznam ČR (GL)

Nyctereutes procyonoides (Gray, 1834) – Černý seznam ČR (BL3)

Procyon lotor (Linnaeus, 1758) – Černý seznam ČR (BL1) + IAS s významným dopadem na Unii

2.5.1.2 Ekologie a biologie

Jelen sika (*Cervus nippon*)

Středně velký jelen dorůstající váhy 80–100 kg, délky těla 1,1–1,6 m a výšky v kohoutku do 1 m. Tvarem paroží i způsobem života se podobá jelenu evropskému (*Cervus elaphus*). V letní srsti je však kaštanově hnědý s bílými skvrnami v podélných řadách a s tmavým pruhem na hřbetě. Zimní zbarvení je šedohnědé nebo tmavě šedé a skvrnění nebývá tak výrazné, nebo i chybí. Obřitek a svrchní část ocasu jsou bílé. Paroží má obvykle 4 a nejvýše 8 výsad, které měří do 90 cm. Do Evropy (i do ČR) se dostaly

dva podruhy – menší sika japonský (*C. n. nippon*), který mívá paroží nanejvýše se 4 výsadami a větší sika Dybovského či mandžuský (*C. n. dybowskii*), jehož paroží více vytváří korunu. Jejich spontánním i záměrným křížením však došlo ke ztrátě genetické čistoty a dnes je již bezpředmětné obě formy v evropském prostoru rozlišovat. V místech společného výskytu se také objevují kříženci jelena siky a jelena evropského, což je jev značně nežádoucí.

V přírodě dává přednost světlým listnatým a smíšeným lesům prostoupenými zemědělskými plochami. Živí se především trávou, bylinami, v zimě spásají letorosty dřevin, porosty borůvky a vřesu. Sikové žijí v rodinných tlupách, jež tvoří nejčastěji jeden samec a několik laní s kolouchy. Pouze v období říje se zvěř sdružuje do větších stád. Říje probíhá od druhé poloviny října do začátku listopadu. Laň rodí zpravidla v květnu jedno mládě. Dospívají ve druhém roce života a mohou se dožít až 18 let (Anděra a Gaisler 2012).

Muflon (*Ovis aries musimon*)

Dorůstá váhy až 60 kg, délky těla 130 cm a výšky v kohoutku 80 cm. Je pro něho typická nízká postava se silnějším krkem a krátkou hlavou, na které samci nosí mohutné, srpovitě zahnuté duté rohy o délce 50–90 cm. Samice mají růžky jen krátké, nebo častěji jsou úplně bez nich. Letní krátká srst je rezavohnědá s tmavším odstínem na nohách a na hřbetě, v zimě zhoustne a stává se hnědočernou až černou s bílou kresbou na hlavě a žlutobílým spodkem těla. U samců se objevují i velké světlé skvrny na bocích (Anděra a Gaisler 2012).

V době vegetace muflonům postačuje pastva na travních porostech, které často tvoří více než 95 % jejich potravy po celé vegetační období. Trávy ovšem mufloni spásají i v zimě, zejména pokud mají přístup k zeleným ozimům, vegetaci na zamokřených místech, či loukách. Mufloni jsou rovněž schopní využít v době nouze seno průměrné či horší kvality. Díky své potravní specializaci je potenciálně málo problematickým druhem (Kamler a kol. 2004).

Je to typický stádový druh a celý rok žije v různých četných stádech rozdělených podle pohlaví, pouze starší berani žijí samotářsky. Základem je rodinné stádo, které vodí stará a zkušená muflonka. Doba říje je od října do listopadu. V březnu až květnu rodí prakticky všechny samice obvykle 1 mládě, jednoleté muflonky rodí až koncem června. Nejstarší mufloni se loví ve věku 10 až 12 let (Anděra a Gaisler 2012).

Kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*)

Dorůstá váhy až 36 kg, délky 1 m a výšky v kohoutku 0,9 m. Má silnou svalnatou postavu přibližně velikosti kozy domácí s menší klínovitou hlavou a krátkým ocasem. Obě pohlaví nosí vzpřímené, na koncích hákovitě zahnuté rohy o délce 10–20 cm. Krátká letní srst bývá převážně rezavohnědá. V zimě převládá hnědočerné až černé zbarvení se světlým břichem. Na hřbetě a na zadku vyrůstají prodloužené chlupy, které se při vzrušení vztyčují. Na hlavě má nápadnou tmavou masku na světlém (žlutém až bílém) podkladu, obřítek je nažloutlý. Pohlavní dvojtvárnost se ve velikosti ani zbarvení příliš výrazně neprojevuje, jen růžky bývají u samic menší a méně zahnuté.

V létě se kamzíci užíjí především z divokých trav a nízké vegetace, neopomíjejí ani bobovité rostliny. V zimě, pokud sněhová pokrývka není příliš silná, se uspokojí se suchými bylinami a přechází pak k režimu, kdy si vystačí s větévkami listnatých dřevin (jeřáby různých druhů, olše aj.), lišejníky i letorosty jehličnanů.

Kamzíci jsou pospolitá zvěř. Část roku žijí ve stádech, kde jsou často samci i samice, ale vedeny jsou zásadně starší samicí. V určitých periodách lze zaznamenat zcela zřejmou segregaci. Vznikají stáda, kde jsou výlučně kamzice a jejich potomstvo, nebo jsou stáda složena pouze z kozlů. Na konci října a na začátku listopadu vznikají velká shromáždění obou pohlaví - znak blížící se říje. Ta končí v prosinci. V naprosté většině kamzice rodí jedno mládě na rozhraní května a června (Anděra a Gaisler 2012).

Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

Na první pohled připomíná jezevce. Dosahuje hmotnosti až 11 kg, délky těla až 90 cm, výšky v kohoutku až 40 cm. Má zavalitější tělo na nízkých nohách, krátké uši a menší, vpředu protáhlou hlavu. Srst je poměrně dlouhá a odstálá, na lících někdy tvoří licousy. Převládá šedohnědé až hnědé zbarvení, břicho

bývá žlutohnědé a nohy téměř černé. Na hlavě bývá pestřejší černobílá kresba a uši jsou zezadu černé. Ocas je tmavý a nikdy není příčně pruhovaný (na rozdíl od mývala) (Anděra a Gaisler 2012).

Psík mývalovitý je všežravec, jeho rozmanitá potrava zahrnuje drobné hlodavce, žáby, hady, ryby, ptáky (především vejce a mláďata), jídelníček si zpestřuje hmyzem, mršinami, ovocem, kořínky a rostlinami, např. kukuřicí (Mináriková a kol. 2015a). Je vysloveně nočním zvířetem, které ve dne vychází na lov jen výjimečně. Obývá lesnaté oblasti, často v okolí vodních zdrojů. V některých místech svého přirozeného výskytu se stává synantropním druhem, schopným žít i ve velkoměstech. Žije v brlohu, který si sám vyhrabává nebo obsazuje cizí opuštěné nory, které si přizpůsobuje ke svému životu. Velikost domovských okrsků závisí od množství a dostupnosti potravy, pohybuje se od 3 do 7 km². (Anděra a Gaisler 2012, Wilson a Mittermeier 2009).

Jeho reprodukční schopnosti jsou poměrně vysoké. K páření dochází od února do dubna. Samice je březí 59 - 64 dnů (Anděra a Horáček 2005). V brlohu samice vrhá obvykle 5–9 štěňat. Pohlavní dospělosti dosahují po 8 až 10 měsících. V zimě při poklesu teploty vzduchu pod –10 °C se ukládá k nepravému zimnímu spánku (jako jediná z psovitých šelem). V přírodě se většinou nedožívá více jak 7 let (Anděra a Gaisler 2012).

Mýval severní (*Procyon lotor*)

Středně velká medvídkovitá šelma s nahrbeným krátkým tělem, delším úzkým ocasem, hustou srstí a s nápadně pohyblivými prsty zvláště na předních končetinách. Dosahuje hmotnosti až 10 kg, délky těla až 70 cm a výšky v kohoutku 40 cm. Nevýrazné šedohnědé zbarvení zpestřuje charakteristická černobílá maska na hlavě a tmavě pruhovaný ocas (Anděra a Gaisler 2012).

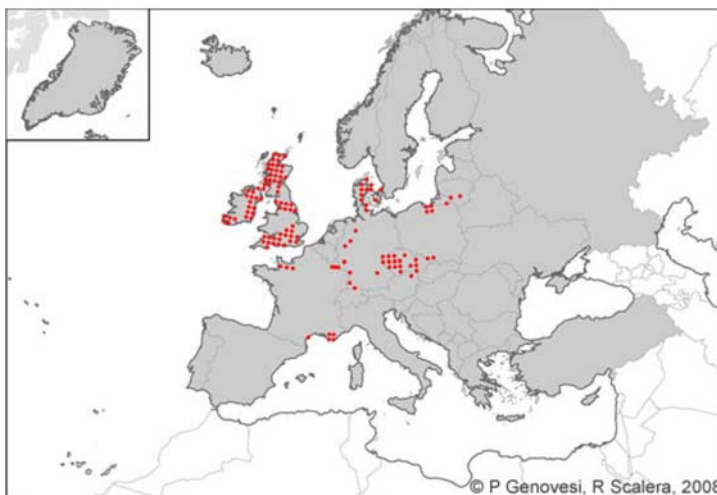
Ve své domovině se často vyskytuje v okolí vodních toků, jezer a mokřadů, kde s oblibou vyhledává potravu (Wilson a Mittermeier 2009). V Česku byl často zaznamenán v okolí rybníků, na březích řek či potoků. Nevyhýbá se ani lesům, ani blízkosti lidských sídel. Aktivní je převážně v podvečer a v noci, kde se pohybuje na území o rozloze až několika set hektarů. Ve dne se ukrývá. Loví drobné savce, ptáky, žáby, ryby, hmyz, korýše i měkkýše a vybírá i ptačí hnízda. Sbírá nejrůznější rostlinnou potravu, sežerou různé plody a bobule, semena i ořechy (Wilson a Mittermeier 2009).

K páření dochází od ledna do března. Samice rodí po 2 měsících březosti v různých úkrytech (např. ve stromových dutinách) obvykle 3–7 mláďat, která se osamostatňují zhruba po půl roce života. Zimu přečkává nepravým zimním spánkem. V jižních oblastech jsou aktivní celý rok. V přírodě se mýval severní dožívá 6–8 let, v zajetí až 17 let. Jde o velmi inteligentní zvíře (Anděra a Gaisler 2012).

2.5.1.3 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Jelen sika

Přirozený areál siky je Mandžusko, východní Čína, Japonsko, Korea, na sever zasahuje až do Ussurijského kraje v Rusku. Z původního areálu zbylo jen pár ostrůvkovitých populací v Číně a na ruském dálném východě. Dovezen byl na řadu míst Ruska, Evropy (např. na britské ostrovy, do Francie, Německa, Dánska, Polska, Pobaltí a Finsko), USA, Nového Zélandu i jinam (Anděra a Gaisler 2012).



Obr. 23 - Aktuální rozšíření jelena siky v Evropě (Genovesi a Scalera 2008, převzato z Genovesi a Putman 2006)

Muflon

Podle dnes převažující teorie vznikl muflon zpětným zdivočením domácí neolitické ovce, která byla na Korsiku a Sardinii dovezena lidmi v 8. až 6. tisíciletí př. n. l. Prokázat skutečný původ muflona je značně problematické. Na rozdíl od koz, kde je spolehlivým vodítkem tvar rohů, je u ovcí téměř nemožné podle kosterních pozůstatků rozlišit divoké ovce od zvířat v raném stadiu domestikace.

Z Korsiky a Sardinie se muflon již v historickém období začal šířit po celém Středomoří. Patrně ho znali již staří Řekové, zcela jistě ho chovali staří Římané, kteří jeho maso podávali na hostinách. Z Itálie se mufloni později dostali do Rakouska a Německa. Již na konci 17. století byli mufloni chováni v císařské oboře u Vídně, odkud se zřejmě dostali i na naše území. Od 18. století byl úspěšně vysazován nejen v mnoha zemích Evropy (zejména Německo, Francie, Rakousko, Slovensko, Maďarsko a Bulharsko), ale i v jihozápadní Asii, Americe, na Havaji i dalších ostrovech (Anděra a Gaisler 2012).

Kamzík horský

Jako vysokohorský druh obývá Abruzzi, Alpy, Tatry, Transylvánské Alpy, rumunské Karpaty a některá pohoří na Balkáně i v Malé Asii. Byl vysazen na několika dalších místech Evropy i světa (např. na Novém Zélandu a v Argentině) (Anděra a Gaisler 2012).

Psík mývalovitý

Pochází z jihovýchodní Asie od Amuru po Vietnam a Japonsko. Je to všežravec obývající širokou škálu přírodních prostředí – mokřady, pole, lesy i okolí měst – pokud je v blízkosti voda. Jako kožešinový druh byl ve 30. letech 20. století vysazován mimo oblasti původního výskytu, dobře zdomácněl zvláště v evropské části Ruska. V letech 1930–1950 zde bylo vypuštěno přibližně 10 000 jedinců (Sládek a Mošanský 1985). Odtud se začal přirozeně šířit dále směrem na západ. Do současnosti „dorazil“ na pomezí Německa a Francie, běžný je ve Finsku a na Balkánském poloostrově (Anděra a Gaisler 2012).



Obr. 24 - Aktuální rozšíření psíka mývalovitého v Evropě (Genovesi a Scalera 2008, převzato z Winter M. 2006)

Mýval severní

Obývá Severní až Střední Ameriku od jižní Kanady po Panamu. V roce 1934 bylo vysazeno v německém Hesensku několik párů do volné přírody. Dnes žije v celém Německu zhruba 300 tis. až milion jedinců. Kromě německého území obývá i státy Beneluxu, Švýcarsko a částečně Francii. Zdomácněl i v Bělorusku i jinde v Pobaltí, a také v Rakousku. Mýval byl vysazen také v Ázerbájdžánu a na řekách Těrek a Sulak (Anděra a Gaisler 2012).

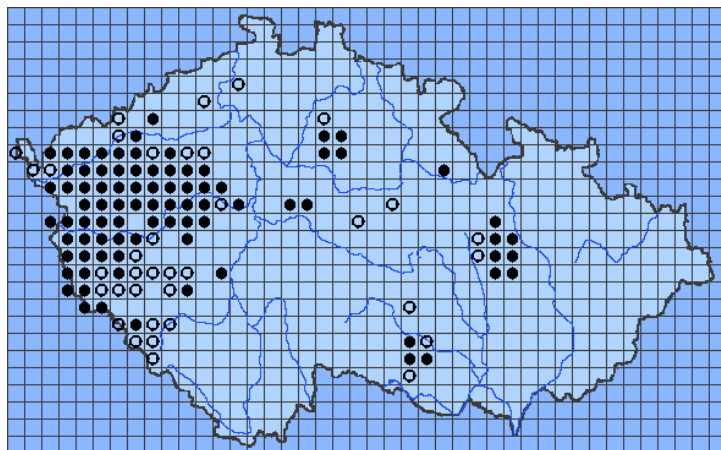


Obr. 25 - Aktuální rozšíření mývala severního v Evropě (Kauhala a Winter 2006)

2.1.6.1. Rozšíření v ČR

Jelen sika

První sikové byli dovezeni r. 1890 do poděbradské obory Kluk a záhy poté do dalších chovů. Avšak teprve na konci 2. světové války se dostali z obor do volné přírody. V současnosti u nás existují čtyři oblasti výskytu. Západočeská populace se soustřeďuje mezi Manětínem, Touškovem a Teplou, odkud proniká i do okolních oblastí Krušných hor, Slavkovského lesa, Českého lesa i západního Pošumaví, po Doupovské hory a Křivoklátsko. Druhá, výrazně menší populace se v Čechách zdržuje v okolí obory v Jabkenicích. Na Moravě žije sika mezi Zábřehem, Litovlí a Svitavami. Čtvrtá populace se drží na jihu Českomoravské vrchoviny. V jiných oblastech ČR se objevuje zřídka. Česká populace tvoří nejpočetnější populaci v kontinentální části Evropy.



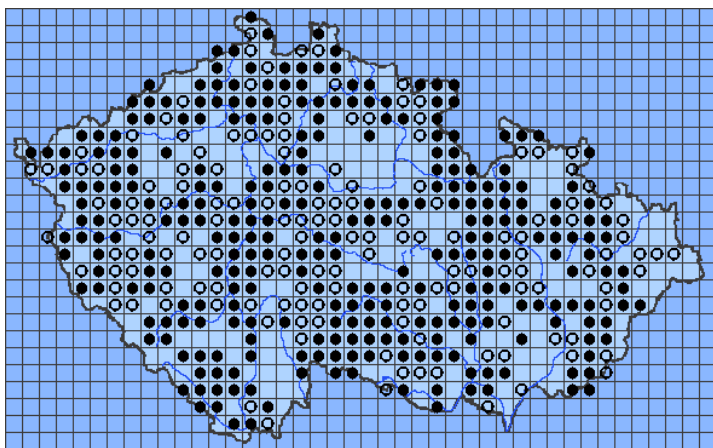
● - stálý výskyt, ● - občasný výskyt

Obr. 26 - Mapa rozšíření *Cervus nippon* v České republice (Anděra, M., 2016)

Současný výskyt pokrývá 121 mapovacích čtverců (19,3 % území ČR), z toho v 81 čtvercích jde o výskyt trvalého charakteru (12,9 %), jehož podíl se stále zvyšuje, za posledních 20 let až poloviční nárůst (v roce 1992 trvalý výskyt pokrýval 40 čtverců) (Anděra a Gaisler 2012).

Muflon

Zprávy o chovu divokých ovčí na našem území pocházejí už z 16. a 17. století, není však jisté, jestli šlo o muflony nebo nějaký asijský druh (ovce mufloní, ovce stepní argali). Věrohodné zprávy o skutečném chovu muflonů jsou teprve z 2. pol. 19. století. Nejprve byli vysazeni do Staré obory u Hluboké nad Vltavou, odtud se postupně rozšířili do dalších oblastí. Současný výskyt je ostrůvkovitě rozložený po celém území, největší početnosti dosahuje v severozápadních, západních a místy i v jižních Čechách, v Orlických horách a Hrubém Jeseníku, na Českomoravské vrchovině, severní Moravě a ve Slezsku. I když přesné světové počty muflonů nejsou známy, odhaduje se, že v České republice žije zhruba třetina světové mufloní populace.

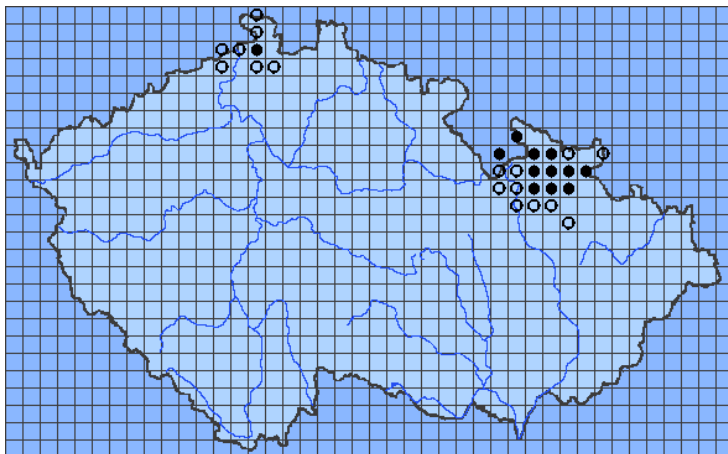


Obr. 27 - Mapa rozšíření *Ovis aries musimon* v České republice (Anděra, M., 2016)

Současný výskyt je známý ve 350 mapovacích čtvercích (55,7 % území ČR), z toho jako stálý druh obývá 260 mapovacích čtverců (41,4 %). Srovnání s výsledky mapování z počátků 90 let. 20 stol. ukazuje, že dochází k fixaci oblastí stálého výskytu za současného snižování intenzity migrací mezi nimi (Anděra a Gaisler 2012).

Kamzík horský

U nás není původním druhem, v Lužických horách byl vysazen v r. 1907 a o pár let později i v Hrubém Jeseníku (1913-1914). Z uvedených oblastí se jednotlivě zatoulává i jinam (např. Králický Sněžník, Děčínská vrchovina). Neúspěšné pokusy o aklimatizaci proběhly v Krkonoších, na Křivoklátsku, Liberecku a Karlovarsku.



Obr. 28 - Mapa rozšíření *Rupicara rupicara* v České republice (Anděra, M., 2016)

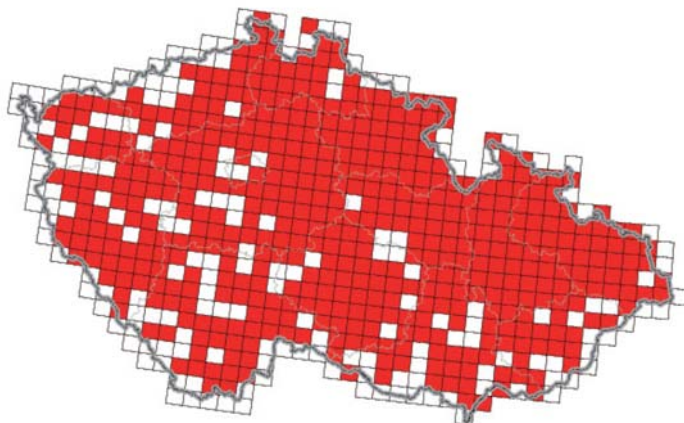
Současný výskyt druhu lze předpokládat ve 23 mapovacích čtvercích (3,7 % území ČR), stálý výskyt se však vztahuje pouze k 10 čtvercům (1,6 %) – severočeská populace 3 čtverce a severomoravská populace 7 čtverců (Anděra a Gaisler 2012).

Psík mývalovitý

V České republice byl tento druh poprvé zjištěn v roce 1954. Od této doby až do roku 1995 byl znám výskyt ve 137 mapovacích čtvercích (21,8 % území ČR). V období 1996–2000 došlo k mimořádně prudkému šíření druhu i ke zvýšení početnosti. V této době byl znám výskyt psíka mývalovitého již z 386 mapovacích čtverců (61,5 % území), početnost populace však nebyla známa. V období 2001–2003 se rychlost šíření zastavila; výskyt byl znám z 383 mapovacích čtverců (61,0 % území) (Červený a kol. 2005). Šíření psíka pokračovalo i nadále a k roku 2012 byla jeho obsazenost odhadnuta na 566 čtverců (90,1 % území) (Anděra a Gaisler 2012).

V roce 1966 byl zaznamenán první jeho odlov v počtu 8 kusů. Statistické údaje Ministerstva zemědělství ČR informují, že se u nás populace psíka mývalovitého následně podle zjišťovaného výskytu a kolísavého odlovu zvyšovala. Na přelomu století (rok 2000) dosáhl jeho roční odlov 165 kusů. Zatímco za 30 let (1971 – 2000) bylo uloveno 774 těchto zvířat, tak za následujících 9 let, tj. v období novelizovaného zákona o myslivosti, to bylo již 5515 kusů prakticky s každoročním vzestupem. V roce 2015 bylo odloveno 1977 jedinců (Výkaz mysl 1-01, 2016).

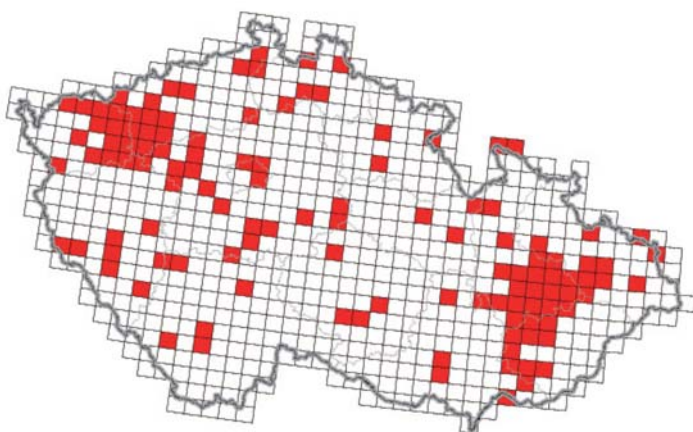
Do budoucna lze očekávat nárůst hustot populace, který může být vzhledem k vysoké reprodukční schopnosti druhu poměrně velký.



Obr. 29 - Mapa rozšíření psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) v České republice (Červený J., Kušta T., Poledník L., 2015)

Mýval severní

Stále častěji proniká i na naše území, zejména na jižní, střední Moravu, Krušné hory a Doupovské hory. První výskyt byl zaznamenán již ve 30. letech 20. století (úniky z chovů). Jedinci z etablované populace v Německu se zde objevovali po 2. světové válce v oblasti Šumavy, na Moravě od 90. let 20. století díky pronikání jedinců z populace v Rakousku. Kromě rozšiřujících se německé populace, úniků z chovů a lokálních pokusů o vysazení (např. u Zvolena) přispěl k rozšíření tohoto druhu na našem území také zánik většiny chovů v ČR po 2. světové válce (Sládek a Mošanský 1985). Do roku 2000 bylo nashromážděno 22 údajů o výskytu mývala ve 20 mapovacích čtvercích (3,2 % území ČR), v období 2001–2003 byl mýval zjištěn v 29 mapovacích čtvercích (4,6 % území) a dnes se odhaduje stálý výskyt populace na 11 % našeho území (Červený a kol. 2005). První záznamy o ulovených jedincích (28 kusů) se objevují v mysliveckých statistikách z roku 2003, přičemž v roce 2009 bylo uloveno 111 kusů a v roce 2015 už 762 jedinců (Výkaz mysl 1-01, 2016).



Obr. 30 - Mapa rozšíření mývala severního (*Procyon lotor*) v České republice (Červený J., Kušta T., Poledník L., 2015)

2.5.1.4 Způsob šíření v ČR

Jelen sika

Druh na území ČR introdukovaný člověkem na konci 19. stol. Původně chován v oborách, v současné době i ve volné přírodě. Žije ve čtyřech oblastech, ze kterých se spontánně šíří do navazujících území.

Muflon

Do ČR introdukovaný člověkem patrně v 2. pol. 19. století. Šíří se za pomoci člověka (záměrné vysazování) i spontánně. Srovnání současných výsledků s výsledky mapování z počátků 90. let. 20. stol. ukazuje, že dochází k fixaci oblastí stálého výskytu za současného snižování intenzity migrací mezi nimi (Anděra a Gaisler 2012).

Kamzík horský

Do ČR introdukovaný člověkem počátkem 20. století. Výskyt ve dvou oblastech, ze kterých se může spontánně šířit do okolí.

Psík mývalovitý

Na území ČR se dostal pravděpodobně spontánně z evropské části Ruska, kde byl introdukovaný. V ČR byl prvně zaznamenán výskyt v roce 1954. Od té doby se šíří samovolně po celém území. Samostatné existence jsou mláďata schopna ve věku 4–5 měsíců a dispergují do vzdálenosti max. 20 km. Velikost domovských okrsků závisí od množství a dostupnosti potravy, pohybuje se na území od 150 do 700 ha. (Kauhala a Winter 2006).

Mýval severní

První výskyt na území ČR byl zaznamenán již ve 30. letech 20. století (úniky z chovů). V současné době se šíří samovolně. Hlavní zdrojové populace jsou v Německu a v Rakousku. V závislosti na prostředí se velikost domovského okrsku pohybuje od 5 do 5000 ha. Migrace probíhá na vzdálenost 5–10 km (Winter 2006).

2.5.1.5 Impakt skupiny druhů

Jelen sika

Způsobuje velké škody především loupáním a ohryzem lesních dřevin. Citelný může být i okus kultur. Mezi další negativní vlivy patří např. eroze díky vytváření pěšin nebo degradace kvality vody ve vodních tocích. Na vřesovištích a mokřadech je sika schopna způsobit změny ve vegetační struktuře a druhovém spektru rostlin i živočichů. Kříženci s nativním jelenem evropským jsou plodní a další hybridizace a křížení ohrožují genetickou integritu původního jelena. Ve východní Evropě hraje roli v epidemiologii *Asworthius sidemi*, hlístice, která napadá bizony, jelena, srnce a potenciálně i hospodářská zvířata (Genovesi a Putman 2006).

Muflon

V místech přemnožení působí značné škody na lesním porostu i přízemní vegetaci. Díky své potravní specializaci (muflonům postačuje pastva na travních porostech, které často tvoří více než 95 % jejich potravy) může být při řádném obhospodařování málo problematický (Kamler a kol. 2004).

Kamzík horský

Dosavadní sledování škod okusem v NPR Praděd svědčí o tom, že kamzík rozhodně nemůže být akceptovatelnou součástí ekosystémů pradědských horských smrčín na hranici lesa v početnostech chovaných na začátku devadesátých let, kdy tyto porosty natolik poškozoval, že byla zcela znemožněna jejich reprodukce. Aktuální situace je výrazně příznivější. V současné době se populace kamzíka v oblasti rezervace odhaduje na přibližně 30–40 ks (cca 150–180 ks v celé CHKO), a je tedy méně než poloviční oproti situaci ze začátku 90. let. Jako skalní býložravec však stále velmi negativně ovlivňuje skalní ekosystémy (Novotný 2010, Plán péče CHKO Jeseníky-Návrhová část, 2003).

Psík mývalovitý

Jeho dopad na původní evropskou faunu není zatím dobře prostudovaný. Psík je spíše sběrač a mrchožrout, který aktivně neloví, proto můžeme předpokládat, že v porovnání s norkem americkým a mývalem severním škodí nejméně. Nově započaté výzkumy tohoto druhu v Evropě prokázaly, že psík je přenašečem více než deseti různých druhů střevních parazitů, navíc je přenašečem vztekliny a prašiviny (Mináriková a kol. 2015a). Možná potravní a prostorová kompetice s jezevcem a liškou (Kauhala a Winter 2006). Negativní vliv na hnízdní kolonie vodních ptáků byl prokázán například v Estonsku (Kauhala 1996). Intenzita predace kolísala mezi lokalitami v závislosti na potravní nabídce (Kauhala and Auniola 2001).

Mýval severní

O dopadu mývala severního na avifaunu existuje několik studií, obecně je ale k dispozici málo informací. V oblastech nepůvodního výskytu v Kanadě byl prokázán vliv mývala severního na ptáky hnízdící na zemi (*Synthliboramphus antiquus* a *Branta canadensis*, Hartman a kol. 1997, Zoellick a kol. 2004). Na pobřežních ostrovech Floridy predace v hnízdních koloniích rybáků *Sternula antillarum* zapříčinila nulovou reprodukci (Emgeman a kol. 2010).

Z Evropského kontinentu prozatím chybí údaje o vlivu tohoto druhu na hnízdní kolonie vodních ptáků. V Polsku probíhá již několik let projekt „Polskie ostoje ptaków“ (LIFE 09 NAT/PL/000263) v rámci kterého je sledován vliv nepůvodních šelem (norka amerického a mývala severního) na vodní ptáky na území pěti národních parků. Negativní vliv mývala severního na hnízdní kolonie vodních ptáků (potápky, lyska, morčák, hohol, kachny, rybáci, raccí) na jezerech v Pomořansku (Polsko) byl prokázán (Mohr a Antczak 2014). Podle výzkumů z Finska může mýval ohrozit původní populace ptáků více než norek americký a psík mývalovitý, protože si často hledá úkryty na stromech, kde preduje ptačí hnízda.

Mýval je oportunista, který preferuje nejvíce dostupnou potravu. Zároveň je výborný lezec. Z tohoto důvodu ohrožuje zejména koloniálně hnízdící ptáky na zemi i na stromech, obojživelníky, měkkýše a další ohrožené druhy, které se vyskytují koloniálně nebo ve skupinách, případně malé lokální ohrožené populace dravců (orel křiklavý, luňák červený) (Mináriková a kol. 2015b). Dále je zde domněnka, že mývalové také mohou vážně ohrožovat populace plazů a komplikovat jejich ochranu (např. v ČR populace užovky stromové v Poohří, Musilová 2011). Za zdravotní riziko spojené s výskytem mývalů u nás je možné považovat zejména v Německu plošně prokázanou mývalí škrkavku *Baylisascaris procyonis*. Za 80 let existence divoké populace v Německu je známo jen 20 případů mývalů nakažených virem vztekliny. Mývalové nejsou nositeli liščí tasemnice, ale představují rezervoár viru psinky (Fidlerová 2009).

2.5.2 Savci nevyskytující se v ČR

Skupina prozatím nepřítomných savců v ČR je tvořena těmito druhy:

- Bizon americký *Bison bison* (Linnaeus, 1758) – sudokopytníci (Artiodactyla)
- Koza bezoárová *Capra aegagrus* (Erxleben, 1777) – sudokopytníci (Artiodactyla)
- Muntžák malý *Muntiacus reevesi* (Ogilby, 1839) – sudokopytníci (Artiodactyla)
- Nosál červený *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) – šelmy (Carnivora)
- Promyka malá *Herpestes javanicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818) – šelmy (Carnivora)
- Burunduk páskovaný *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769) – hlodavci (Rodentia)
- Veverka popelavá *Sciurus carolinensis* (Gmelin, 1788) – hlodavci (Rodentia)
- Veverka Pallasova *Callosciurus erythraeus* (Pallas, 1779) – hlodavci (Rodentia)
- Veverka liščí *Sciurus niger* (Linnaeus, 1758) – hlodavci (Rodentia)

Jak vyplývá z názvu této skupiny, jedná se o druhy z třídy savců, které se na území České republiky ve volné přírodě doposud nevyskytují. Všechny druhy jsou však u nás chovány jako domácí nebo lovná

zvířata, která mohou chovatelé kdekoliv vypustit či mohou z chovu utéci. V rámci Evropy je výskyt těchto druhů zatím ostrůvkovitý, pokud vznikly stabilní populace, jsou velmi geograficky omezené.

Kromě bizona a kozy bezoárové jsou ostatní druhy uvedeny v „unijním seznamu“ (2016/1141) invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014). Bizon, koza bezoárová a veverka popelavá jsou uvedeny v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016).

Skupina zahrnuje velikostně diametrálně rozdílné druhy od bizona po veverky. Zatímco v případě bizona lze předpokládat, že jeho únik bude urychleně řešen, v případě menších druhů bude zpětný odchyt velice problematický. Bizon, muntžak, nosál i burunduk jsou druhy snadno poznatelné. Problémy s identifikací mohou nastat zejména u kozy bezoárové, promyky a veverek.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy savců, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

2.5.2.1 Kategorizace v seznamech IAS

Bison bison (Linnaeus, 1758) – Černý seznam ČR (WL)

Capra aegagrus (Erxleben, 1777) – Černý seznam ČR (WL)

Muntiacus reevesi (Ogilby, 1839) – IAS s významným dopadem na Unii

Nasua nasua (Linnaeus, 1766) – IAS s významným dopadem na Unii

Herpestes javanicus (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818) – IAS s významným dopadem na Unii

Tamias sibiricus (Laxmann, 1769) – IAS s významným dopadem na Unii

Sciurus carolinensis (Gmelin, 1788) – Černý seznam ČR (WL) + IAS s významným dopadem na Unii

Callosciurus erythraeus (Pallas, 1779) – IAS s významným dopadem na Unii

Sciurus niger (Linnaeus, 1758) – IAS s významným dopadem na Unii

2.5.2.2 Ekologie a biologie

Bizon americký (*Bison bison*)

Samci tohoto druhu váží 900 - 1 500 kg, samice 500 - 750 kg. Jejich potenciální výskyt ve volné přírodě tedy může představovat nebezpečí pro lidi, především v případě srážky s automobilem. Rozlišují se dva poddruhy – lesní a prérijní. Lesní je mohutnější a žije v lesích, prérijní zase v otevřených plochách. Jedná se o přežvýkavce, kteří se živí především trávou, ale v případě bizona lesního také bobulemi, žaludy a větvičkami.

Bizoni špatně vidí, ale mají výborný čich. Jsou schopni běžet rychlostí až 50 km v hodině. Řeky pro ně nepředstavují překážku, přeplavou je.

Koza bezoárová (*Capra aegagrus*)

Koza bezoárová preferuje skalnaté svahy s křovinatou vegetací, jakou často nalezneme ve Středomoří. Živí se rostlinnou potravou, bylinami, travinami a křovinami. Žere i aromatické rostliny a starší vegetaci, kterou jiná naše zvířata odmítají. Samice žijí ve velkých stádech (až sto kusů), samci jsou samotáři. Ve své domovině jsou aktivní hlavně ráno a večer, během dne se ukrývají ve stínu skal a jeskyních.

Muntžak malý (*Muntiacus reevesi*)

Jedná se o jednoho z nejmenších jelenů. Samci váží cca 15 kg, samice 12 kg. Samce lze poznat podle jednoduchých parůžků a prodloužených horních špičáků. Žijí samotářsky v lesích různého typu, preferují hustý podrost, ve kterém se mohou dobře ukrýt. Říje probíhá v lednu a únoru. Živí se rostlinnou stravou.

Nosál červený (*Nasua nasua*)

Jedná se o střední šelmu, která váží 3 až 8 kilogramů. Žije ve skupinách. Má denní aktivitu. Dobře šplhá po stromech, na nich také mívá umístěné hnízdo, ve kterém přečkává nos. Žere rostlinnou i živočišnou potravu, může představovat riziko pro hnízdící ptáky a drobné obratlovce a bezobratlé.

Promyka malá (*Herpestes javanicus*)

Šelma měří 50–70 cm i s ocasem. Je denní a všežravá. Vyskytuje se v široké škále biotopů. Promyky jsou samotářské, ale při dostatku potravy mohou obhajovat malá teritoria.

Burunduk páskovaný (*Tamias sibiricus*)

Burunduk páskovaný patří mezi tzv. pozemní veverky, dokáže ale i šplhat a skákat mezi stromy. Délka jeho těla je 13–16 cm, ocasu 8–12. Je aktivní během dne. Žije v jednoduchých systémech chodeb. V zimní sezóně hibernuje, ale průběžně se budí a dokrmuje se zásobami oříšků a zrní. V případě teplých evropských zim může dokonce vylézt ven. Osidluje jehličnaté a smíšené lesy, preferuje místa s dostatkem křoví a kamenné suti. Živí se především rostlinnou potravou, kterou občas obohacuje o hmyz.

Veverka popelavá (*Sciurus carolinensis*)

Tato stromová veverka měří 35–50 cm, je zhruba o jednu třetinu větší než veverka obecná. V Severní Americe osidluje listnaté a smíšené lesy, v Evropě především parky a zahrady u lidských sídel. Živí se oříšky a semeny, méně houbami, hmyzem a vejci ptáků. Je denní, aktivní celoročně.

Veverka Pallasova (*Callosciurus erythraeus*)

Velikostně je podobná naší veverce obecné, výrazným rozeznávacím znakem je ale rudé břicho. Jedná se o stromovou veverku, osidluje tedy lesy a městské parky. Je to všežravec s preferencí pro rostlinnou potravu.

Veverka liščí (*Sciurus niger*)

Jedná se o relativně velkou stromovou veverku, jejíž tělo měří 25–35 cm a ocas 20–35 cm. Ve zbarvení je značně variabilní. Osidluje především jehličnaté lesy, ale v konečném důsledku se nevyhýbá ani městským parkům. Živí se semeny a houbami, méně hmyzem.

2.5.2.3 Přirozený areál a vývoj rozšíření

Bizon americký

Jedná se o severoamerický druh, jehož populace i v zemi jeho původu výrazně poklesla (v nejhorším okamžiku bylo na světě kolem 500 zvířat). V rámci Evropy unikl v Polsku a Rusku.



Obr. 31 - Rozšíření bizona amerického v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Koza bezoárová

Koza bezoárová je to předkem kozy domácí. Přirozeně se vyskytuje v horách východního Středozeří a Malé Asii až po střední Asii. Dnes v Evropě žije přirozeně již jen v Řecku.

Muntžak malý

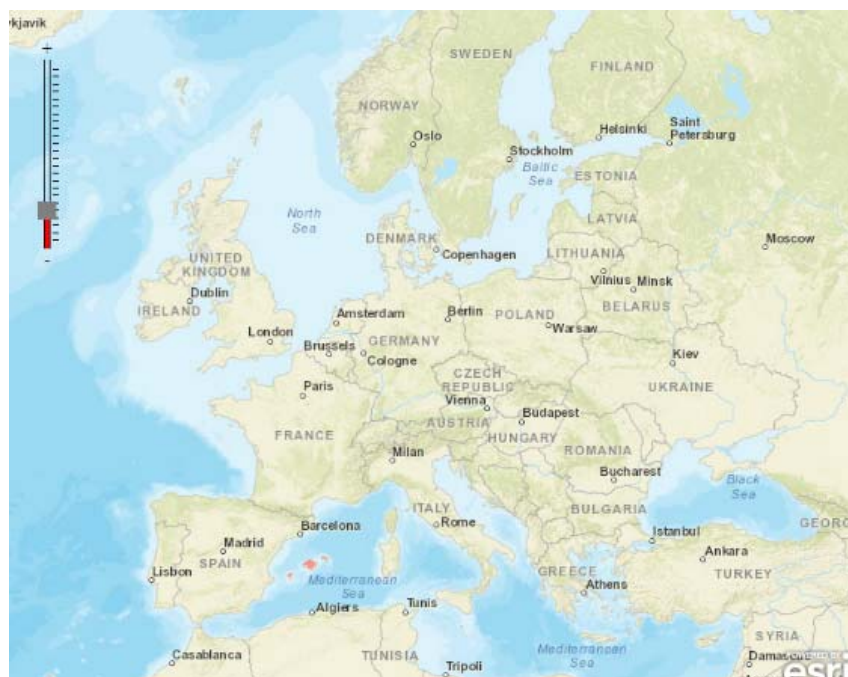
Jedná se o druh původně z jižní Číny a Tchajwanu. Ve Velké Británii existují stabilní populace (zde byl poprvé vysazen r. 1894), neprojevuje ale tendenci k dalšímu šíření.



Obr. 32 - Rozšíření muntžaka malého v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Nosál červený

Jedná se o americký druh, který se vyskytuje od jihozápadu USA přes Mexiko a střední Ameriku až na jih Jižní Ameriky.



Obr. 33 - Rozšíření nosála červeného v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Promyka malá

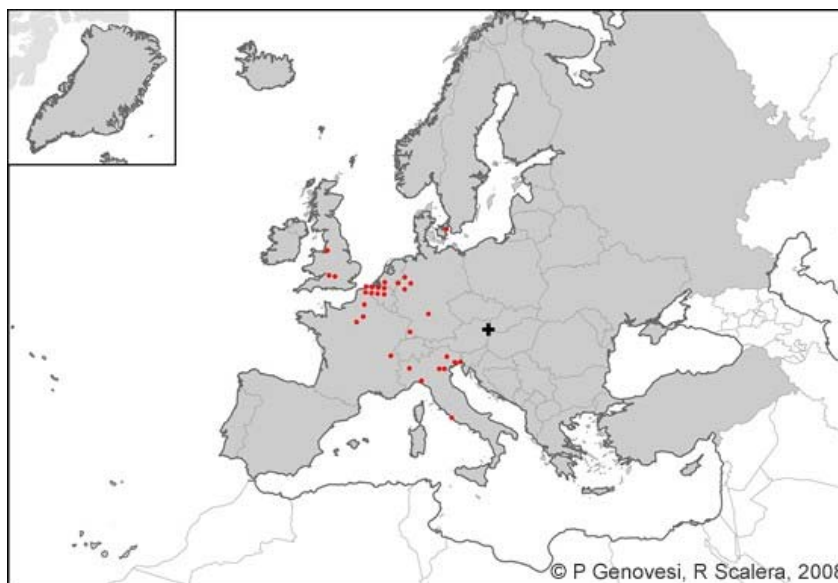
Vyskytuje se od Íránu a Iráku až po země jihovýchodní Asie. Je to velmi zdatný lovec, který si poradí s potkany i s hady, a proto je v některých zemích vysazován. V Evropě se šíří především na Balkáně.



Obr. 34 - Rozšíření promyky malé v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Burunduk páskovaný

Jedná se o sibiřský druh preferující lesostep a tajgu. Hranice přirozeného areálu jsou celkem stabilní a v rámci areálu se jedná o běžné zvíře. Od 60. let 20. století do roku 2009 vzniklo v Evropě 22 naturalizovaných populací (obr. 35), které osidlují především městské parky a příměstské lesy.



Obr. 35 - Rozšíření burunduka páskovaného v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Veverka popelavá

Přirozeně se vyskytuje na východě USA. Pak byla vysazena na západě USA, v Kanadě, Velké Británii, Itálii, Irsku a Jihoafrické republice. V podmínkách evropských listnatých lesů a městských parků se bez problémů šíří.



Obr. 36 - Rozšíření veverky popelavé v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Veverka Pallasova

Jedná se o původně asijský druh, který se vyskytuje od severní Indie přes jižní Čínu až po pevninskou část Malajsie. Ve Francii se první populace objevily v 70. letech 20. století.



Obr. 37 - Výskyt veverky Pallasovy v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Veverka liščí

Přirozeně se vyskytuje na východě Severní Ameriky. Byla vysazena na západ USA a do Kanady, kde se samovolně šíří. Rychlost posunu hranice rozšíření je 0,5 - 3 km/rok. Není pravidelně zaznamenávána

v žádném státu EU s výjimkou pár ojedinělých pozorování v Nizozemí. Představuje však potenciální riziko díky svému invazivnímu chování, které projevila na západě USA a v Kanadě.

2.5.2.4 Rozšíření v ČR

Žádný z druhů v této skupině není v České republice dosud ve volné přírodě přítomen, není tedy zatím potřeba zavádět účinná regulační opatření ve smyslu nařízení.

2.5.2.5 Potenciál šíření v ČR

Bizon americký

Je předmětem zájmového chovu jak soukromníků, tak zoologických zahrad. Představuje i zajímavý druh pro farmový chov. Je zde možnost úniku z chovných ohrad, ale vznik udržitelné soběstačné populace je málo pravděpodobný. Hrozí to především v málo osídlených oblastech, jako jsou aktivní vojenské prostory, Šumava nebo Krušné hory.

Koza bezoárová

Občas je vysazována myslivci za účelem lovu. Takto byla vysazena roku 1953 na Pálavě, přičemž populace pocházela částečně ze zoologických zahrad. Způsobovala však v CHKO výrazné škody na vegetaci a zvýšenou erozi, proto byla zvířata v roce 1996 odchytána a přepravena do obory Vřísek u České Lípy, kde jsou dodnes. V rozvoji jejich chovu myslivci pokračují a doplňují stádo o nový genetický materiál. Hrozí únik zvířat do volné přírody.

Muntžak malý

Bývá chován jak soukromě, tak v zoologických zahradách. Existují důvodné pochybnosti o tom, zda je schopen přežít silnější, kontinentální zimu v evropských podmínkách. V jiných evropských státech byl vysazen z důvodu myslivosti.

Nosál červený

Chová se v zoologických zahradách i soukromě. Teoreticky hrozí únik do volné přírody.

Promyka malá

Hrozí teoretická možnost, že uprchne ze soukromého chovu nebo ze zoologické zahrady.

Burunduk páskovaný

Burunduk páskovaný zatím nebyl na území ČR zaznamenán ve volné přírodě. Patří však mezi zvířata rozšířená mezi chovateli, a tedy hrozí teoretická možnost, že bude vypuštěn. Jsou známy úniky ze zajetí, zatím ale nevznikla přežívající populace.

Veverka popelavá

Do roku 2016 nebyla ani chována v českých zoologických zahradách, může však být u soukromých chovatelů. Vzhledem k potvrzené schopnosti vytlačovat domácí veverku obecnou je potřeba případný výskyt tohoto druhu monitorovat a v následně pak přistoupit k eradikaci.

Veverka Pallasova

Je chována v zoologických zahradách a soukromě a může dojít k jejímu úniku.

Veverka liščí

Vzhledem k dopadům výskytu podobné severoamerické veverky popelavé na stavy evropských veverek obecných je záhodno výskyt tohoto druhu dobře monitorovat a v případě, že by se někde objevil, okamžitě eradikovat.

2.5.2.6 *Impakt skupiny druhů*

Bizon americký

Bizoni představují potenciální nebezpečí pro dobytek a lidi, ať už díky možným kolizím s automobily nebo protože jsou přenašeči brucenózy (bakterie r. *Brucella*). Rizikem může být hybridizace se zubrem evropským.

Koza bezoárová

Prozatím nelze předvídat, možné poškození biotopů.

Muntžak malý

Není možné odhadnout.

Nosál červený

Není možné odhadnout, je možná predace ptačích hnízd.

Promyka malá

Podle IUCN patří mezi nejrizikovější invazní druhy světa kvůli škodám, které způsobila na původní fauně ostrovů, kam byla vysazena. V podmínkách České republiky může také představovat riziko pro původní druhy.

Burunduk páskovaný

Z hlediska potenciálních rizik může představovat konkurenci domácím druhům hlodavců, je rezervoárem lymfské boreliózy a může vyžít z hnízd malých druhů ptáků. Vzhledem k rozšíření v jiných státech Evropy jsou tato rizika minimální. Zatím se na žádném místě výrazně nešíří krajinou (udržují se jen založené populace).

Veverka popelavá

Představuje zdatného konkurenta domácí veverce obecné, kterou v Británii už v zásadě vytlačila. Navíc přenáší veverčí neštovice, které jsou pro veverku obecnou fatální.

Veverka Pallasova

Riziko představuje především z hlediska konkurence veverce obecné.

Veverka liščí

Představuje riziko konkurence s veverkou obecnou, kterou díky své velikosti snadno vytlačí (druh domácí veverky v ČR je o polovinu menší). Dá se také předpokládat, že bude také vybírat hnízda ptáků.

2.5.3 **Ostatní savci**

Skupina ostatních savců je tvořena těmito druhy:

Norek americký *Neovison vison* (Schreber, 1777) – šelmy (Carnivora)

Nutrie říční *Myocastor coypus* (Molina, 1782) – hlodavci (Rodentia)

Ondatra pižmová *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – hlodavci (Rodentia)

Všechny tři druhy jsou uvedeny v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016), nutrie říční je zároveň uvedena v „unijním seznamu“ (2016/1141) invazních nepůvodních druhů k nařízení EU (1143/2014). Z původních takto velkých hlodavců žije v ČR pouze bobr evropský. Norek americký je podobný norku evropskému, který se ovšem na území ČR již nevyskytuje. Další jeho záměna je možná např. s vydrou či tchořem.

Všechny tři druhy jsou vázány na vodní prostředí. Zatímco u obou druhů hlodavců lze doposud konstatovat, že zapadly do české přírody dobře, pouze s lokálním negativním vlivem, u norka

amerického můžeme říci, že jak z hlediska ekonomického, tak z hlediska ochrany přírody působí významně negativně.

Skupina může být v budoucnu rozšířena o další nepůvodní druhy savců, pokud změnu bude vyžadovat aktualizace legislativy EU a rozhodne-li se MŽP k doplnění dalších nepůvodních druhů, pro něž by bylo vhodné provádět monitoring populací.

Zvažovány byly ještě následující druhy, pro které ale z níže uvedených důvodů není navržena metodika sledování.

Myš domácí a myš západoevropská (*Mus musculus* / *M. domesticus*)

Myš domácí obývá rozsáhlé území od Skandinávie po Balkán a od střední Evropy až po Dálný východ. Žije prakticky na celém území Česka. V okolí Chebu a Aše se vyskytuje myš západoevropská. Ta žije v západní Evropě, ve Středomoří, severní Africe, Malé Asii a pak dál na východ až ke Kaspickému moři. Západními Čechami probíhá hybridní zóna mezi těmito dvěma druhy. Oba druhy jsou v přírodě naprosto běžné a jsou významnou součástí potravních řetězců. Jakékoliv zasahování proti nim je zbytečné až nežádoucí (kromě ochrany zemědělské produkce v rozumné míře).

Potkan (*Rattus norvegicus*)

Potkan je původně z východní Asie, odkud se s námořní dopravou již ve středověku rozšířil do Evropy. Je to silně synantropní druh, který osidluje skoro celou Českou republiku. Může způsobovat ztráty na zemědělské produkci. Ve střední Evropě se hojněji vyskytuje od 18. století a je v přírodě plně etablován. Regulace jeho početnosti je prováděna v rámci ochrany lidského majetku a zdraví, není potřeba proti němu jakožto nepůvodnímu druhu provádět další zásahy.

Krysa obecná (*Rattus rattus*)

Krysa obecná je původně z Indie a Cejlonu. Do Střední Evropy se dostala v cca 2. století n. l. s římskými dobyteli. Je u nás méně početná než potkan, potřebuje totiž sušší a teplejší lokality. Může způsobovat ztráty na zemědělské produkci. Regulace její početnosti je prováděna v rámci ochrany lidského majetku a zdraví, není potřeba proti němu jakožto nepůvodnímu druhu provádět další zásahy.

2.5.3.1 Kategorizace v seznamech IAS

Neovison vison (Schreber, 1777) – Černý seznam ČR (BL1)

Myocastor coypus (Molina, 1782) – Černý seznam ČR (BL3) + IAS s významným dopadem na Unii

Ondatra zibethicus (Linnaeus, 1766) – Černý seznam ČR (BL3)

2.5.3.2 Ekologie a biologie

Norek americký (*Neovison vison*)

Norek americký je lasicovitá šelma měřící 35–55 cm, ocas 15–25 cm. Váží 0,4–1,5 kg. Od norka evropského, kterému je nejpodobnější, se pozná podle bílé skvrny na dolní čelisti, která může přecházet i na hrdlo a břicho, nesahá však na horní čelist. Někdy může tato skvrna chybět. Zbarvení může být variabilnější, protože ve farmových chovech se dával důraz na specifické barevné formy. Základní zbarvení je ale tmavě hnědé až černé. Má hustě osrstěná chodidla a náznak plovacích blan, neboť se často pohybuje ve vodě.

Vyskytují se především v okolí vod. V případě toků bývá domovský okrsek cca 0,3–10 km a/nebo 2–30 rybníků (Poledník a Poledníková 2014). V českých podmínkách preferují rybníky před tekoucí vodou. Teritoria ale nemusí být vázaná na jedno povodí. Norci jsou schopni urazit pravidelně velké vzdálenosti po souši. Vyskytuje se spíše v nižších nadmořských výškách, ale není to pravidlem (např. Křemelná na Šumavě).

Norci žijí samotářským životem a jedinci se setkávají jen za účelem rozmnožování v březnu. Tehdy samci opouštějí své domovské okrsky a vydávají se hledat samice. Mláďata svou matku opouštějí v srpnu až říjnu a potulují se krajinou. Jsou aktivní celý rok. V zimě kdy je aktivita nižší, využívají zásob

potravy, které si shromažďují ve svých norách. Tento druh zabíjí i nadbytečnou potravu a skladuje ji. Samci jsou převážně noční, samice jsou aktivní celý den.

Nutrie říční (*Myocastor coypus*)

Nutrie váží 5–9 kg. Původní zbarvení je tmavě hnědé, existuje však škála barevných variací vyšlechtěných člověkem. Na špičce čumáku má bílou skvrnu.

Je to vynikající plavec. Osidluje nejrozličnější vodní tělesa se zarostlými břehy. V březích si tvoří velmi dlouhé chodby, které měří až 15 m. Aktivní je především za šera. Příliš se od vody nevzdaluje a většinu života tráví přímo v ní. Špatně snáší silné mrazy, proto se v našich podmínkách vyskytuje především v nížinách a silná zima může populaci silně zdecimovat.

Živí se rostlinnou potravou, občas proloženou bezobratlými. V lidských sídlech bývá přikrmována lidmi. Žije v polygamních skupinách, kde vládne alfa samice. Velmi rychle se množí, protože může zabřeznout vícekrát do roka. Pohlavně dospělá je již ve čtyřech měsících.

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*)

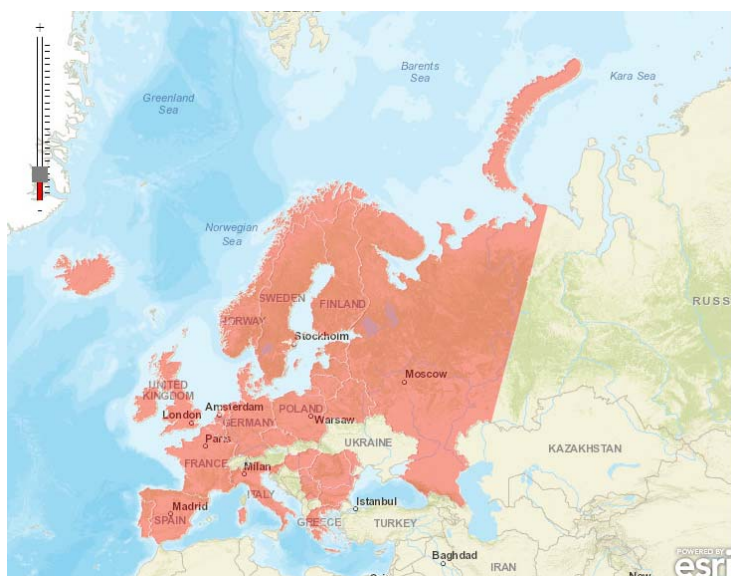
Ondatra váží 0,6–1,8 kg, měří 25–40 cm a ocas 19–29 cm. Je silně vázaná na vodní prostředí, i když na rozdíl od nutrie postrádá plovací blány. Osidluje pomalu tekoucí toky, rybníky a mokřady, kde je dostatečně hustá vegetace, hlinité břehy a hladina vody příliš nekolísá. Relativně vzácná je u toků s technicky upravenými břehy, protože si v nich nemůže tvořit hluboké nory. Vyskytuje se především v nížinách a vrchovinách, ale byla zaznamenána i u Luční boudy v Krkonoších. Aktivní je především za šera. Příliš se od vody nevzdaluje a většinu života tráví přímo v ní.

Živí se především rostlinnou potravou, ale i menšími rybami, nepohrdne ani raky, mlži a obojživelníky. V lidských sídlech bývá přikrmována lidmi. Její výskyt v Evropě limitují suchá léta a velmi studené zimy, z lokálního hlediska pak periodické zaplavování.

2.1.7. Přirozený areál a vývoj rozšíření

Norek americký

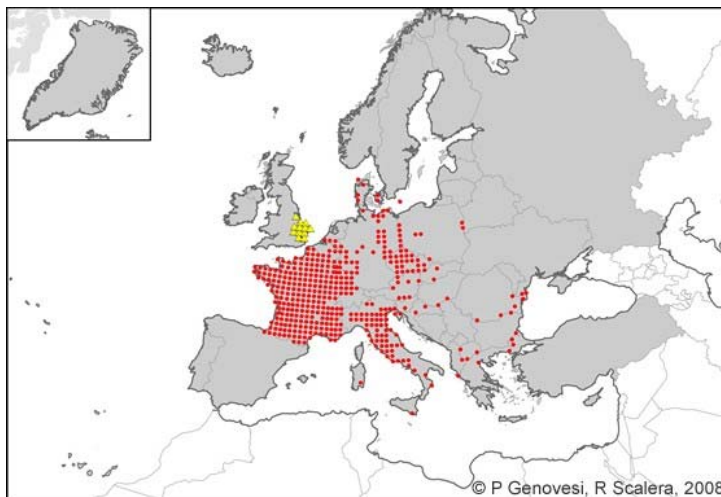
Tento druh se původně vyskytoval v Severní Americe. Do Euroasie se dostal jako kožešinové zvíře, které bylo ve 20. letech 20. století chováno na farmách, ze kterých občas unikal. V osmdesátých a devadesátých letech navíc docházelo k vypouštění zvířat do volné přírody poté, co farmy zkrachovaly. Šíří se celou Evropou, ve státech, kde na mapě není, spíše chybí data. Silné populace jsou především na Islandu, ve Velké Británii a severní části západní a střední Evropy.



Obr. 38 - Mapa výskytu norka amerického v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Nutrie říční

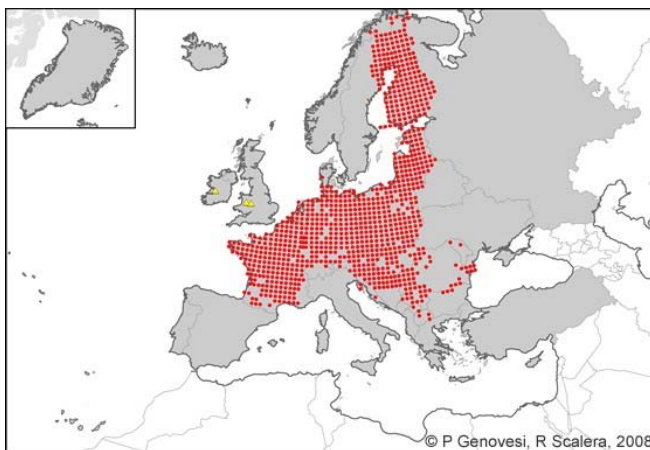
Jedná se o jihoamerické zvíře, které bylo ve 20. století rozšířeno do Severní Ameriky, Evropy, Asie a Afriky z důvodu chovu na kožešiny a maso. V Evropě se šíří. Volně žijící populace jsou silné především ve Francii, Německu, Itálii a Rakousku. Ve Velké Británii byla opětovně vyhubena.



Obr. 39 - Rozšíření nutrie říční v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

Ondatra pižmová

Jedná se o severoamerické zvíře, které bylo ve 20. století rozšířeno do Evropy a Asie z důvodu chovu na kožešiny a maso. I v rámci Severní Ameriky se její rozšíření uměle zvětšilo. V Evropě se šíří, chybí ve Velké Británii a Irsku (tam byla vyhubena), ve Skandinávii a na Apeninském a Pyrenejském poloostrově. Údajů z Ruska je málo, ale je prokázána až v Mongolsku, Číně a na Sachalinu.



Obr. 40 - Rozšíření ondatry pižmové v Evropě (<http://www.europe-aliens.org>)

2.5.3.3 Rozšíření v ČR

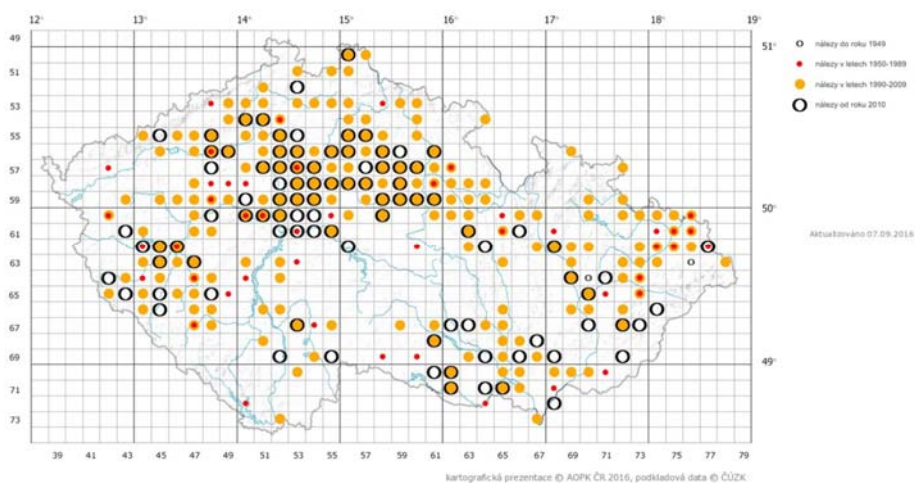
Norek americký

U nás byl norek americký chován na farmách od 20. – 30. let 20. století. Ve volné přírodě byl pravidelněji zaznamenán od 60. let 20. století (Anděra a Hanzal 1996). Do 90. let se ale jednalo jen o pár zvířat. Na počátku devadesátých let se daly odlišit tři populace – střední Polabí, povodí Berounky

a střední úsek Vltavy a povodí Jihlavy. Pak zkrachovala velkofarma v Chramostech a do volné přírody bylo vypuštěno několik set zvířat. Norci se začali invazně šířit. Během deseti let však vzrostl výskyt norků ze 4 % na 17 % území. Navíc je populace pořád podporována vypouštěním zvířat z farmových chovů – např. v roce 2005 bylo vypuštěno několik set kusů ve Vítějvsi na Svitavsku (Anděra 2006). Dnes je udáván ze 48 % území a šíření stále pokračuje. Rovněž stále pokračuje chov norků na farmách.

Nutrie říční

První nutrie do Evropy dorazily v roce 1924, na farmu v Jablonném nad Orlicí. Brzy se stala velmi oblíbeným kožešinovým zvířetem a boom farem probíhal především v 50. a 60. a pak 80. letech 20. století. Chována je i kvůli masu. Dodnes jsou chovány soukromě i v zoologických zahradách. Ve volné přírodě byly zaznamenány ojediněle od 30. let, pravidelně od 70. let. Na přelomu 80. a 90. let se vytvořila soběstačná populace ve volné přírodě na severní Moravě a ve Slezsku. V současnosti se vyskytuje cca na 39 % území, z toho jako stálý výskyt se dá počítat 16 % území. Druh se nadále šíří.

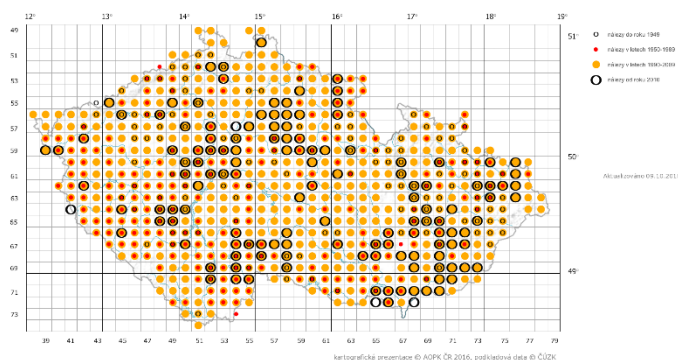


Obr. 41 - Rozšíření nutrie říční v České republice (<http://portal.nature.cz/>)

Ondatra pižmová

První ondatry byly v Evropě vypuštěny v roce 1905 v okolí Dobříše a Opočna a od té doby se šíří Evropu. Je možné, že ve stejné době unikly i z chovu na Českokrumlovsku, o jehož osudu není moc známo. Nástup ondatry v Čechách byl velmi rychlý (do r. 1915) a ve 20. letech zdomácněla i na Moravě a ve Slezsku. Protože dělala škody na rybníčních soustavách, byla především v letech 1916–1924 intenzivně pronásledována. Dodnes jsou chovány soukromě i v zoologických zahradách. V současnosti se vyskytuje téměř všude, kromě nejvyšších hor. Její početnost ale klesá, maximálních počtů jejich populace dosahovaly v 70. letech. Pokles početnosti se dává do souvislosti s melioracemi, regulací břehů, zhoršení kvality vody a vysoká promořenost tasemnicí kočičí (*Strombilocercus fasciolaris*). Spekuluje se také o vlivu jejích predátorů – lišky obecné a norka amerického.

Výskyt druhu *Ondatra zibethicus* podle záznamů v NO ČR



Obr. 42 - Rozšíření ondatry pižmové v České republice (<http://portal.nature.cz/>)

2.5.3.4 Způsob šíření v ČR

Norek americký

Šíření z chovných zařízení již není hlavním vektorem, druh se šíří přirozeně zejména podél větších vodních toků.

Nutrie říční

Nutrie se šíří sítí podél vodních toků všech významnějších povodí, možné jsou další úniky ze zajetí.

Ondatra pižmová

Trend šíření se zastavil, naopak početnost ondatr klesá. Dokáže se šířit podél vodních toků, ale je zjevně schopna překonávat i níže položená rozvodí.

2.5.3.5 Impakt skupiny druhů

Norek americký

Jedná se o potravního generalistu lovícího ve vodě a v jejím okolí. Vyvíjí obrovský tlak na svoji kořist – ryby, vodní ptáky a jejich vejce a mláďata, raky, drobné savce, apod., což je podloženo mnoha studiemi (Nová a kol. 2004). Způsobuje i výraznější ekonomické škody na rybách. Nejkatastrofičtější je zřejmě jeho vliv na populace původních druhů raků, které je schopen zcela zlikvidovat.

V jiných evropských státech se ukazuje, že je kompetičně silnější než původní norek evropský, což by mohlo ztížit případnou reintrodukcii našeho původního druhu. Na druhou stranu, pokud jeho domovský okrsek překrývá teritorium vydry říční, nevyskytuje se norek americký tak často u vody a živí se spíše savci a ptáky než rybami. Navíc přítomnost vydří populace předestírá i nízkou hustotu populace norků v dané oblasti. Norci američtí jsou nositeli nemocí a parazitů nebezpečných pro původní druhy lasicovitých šelem.

Nutrie říční

Z hlediska potenciálních škod, které nutrie způsobuje, je potřeba zmínit zvýšenou břehovou erozi, občasné zatopení zemědělských ploch a konkurenci s navracejícím se bobrem evropským. Celkově však tento druh zapadl do české přírody dobře.

Ondatra pižmová

Z hlediska potenciálních škod, které ondatra způsobuje, je potřeba zmínit zvýšenou břehovou erozi díky pastvě a stavbě nor, může decimovat populace chráněných druhů korýšů a mlžů, ale živočišná potrava představuje menší část jejího jídelníčku. Dopady na populace ryb a hnízdících ptáků jsou minimální. Rovněž může poškozovat vodní stavby, což vede k ekonomickým ztrátám především v případě zemědělství. Nebylo prokázáno, že by si vytlačovala původní druh s podobnou nikou, hryzce

vodního (*Arvicola terrestris*). Celkově však tento druh relativně dobře zapadl do české přírody. Naopak bývá považován za prospěšný díky odstraňování biomasy z okolí přehnojených rybníků.

2.6 Vodní a suchozemské cévnaté rostliny

Předmětem této metodiky jsou nepůvodní cévnaté rostliny. V případě budoucí potřeby bude možno zahrnout i vodní bezcévné rostliny ze skupin Charophyta a Bryophyta, které jsou fyziologicky i metodicky podobné. U vodních i terestrických rostlin jde zejména o druhy rostoucí mimo kulturu, ale u vybraných druhů i o jedince pěstované či trpěné ve výsadbách, zahradách a parcích. Skupina cévnatých rostlin zahrnuje vybrané druhy rostlin uvedené v Černém seznamu ČR (Pergl a kol. 2016) a všechny druhy obsažené v seznamu druhů (2016/1141) k nařízení EU (1143/2014). Pro účely této metodiky byly z národního černého, šedého a varovného seznamu vybrány rostlinné druhy s významným či středním impaktem (Tabulka druhů viz příloha 3.1). Pro účely této metodiky jsme z národního seznamu (Pergl a kol. 2016) vyjmuli druhy, jejichž monitoring je zbytečný vzhledem k trvale omezenému výskytu na území ČR anebo zanedbatelnému impaktu. Pro tyto druhy s malým dopadem a malou předpokládanou nebezpečností postačí informace z mapování a monitoringu v rámci běžných činností při inventarizacích apod. Z hlediska efektivního využití nákladů tyto druhy není nutné mapovat a monitorovat cíleně. Nicméně při jakékoli změně jejich chování, dynamiky šíření, nově zjištěným interakcím s původními druhy bude nutné jejich zařazení přehodnotit.

Z hlediska stanovišť, jsou předmětem této metodiky biotopy ve smyslu Natura 2000, čili typy prostředí, klasifikované v Katalogu (Chytrý a kol. 1999). Biotopy jsou členěny na dvě skupiny, a to přírodní (skupiny V, M, T... L) a nepřírodní (skupina X). Jen druhy v Evropském seznamu (vodní makrofyta a druhy mapované vždy; definice rozdělení viz níže) se mapují i v parcích, sadech apod. Ostatní druhy není nutné pro účely této metodiky v těchto prostorech zaznamenávat.

Na základě výskytů v různých typech biotopů, priorit pro monitoring a použitelných mapovacích/monitorovacích přístupů jsme navrhli následující skupiny rostlin tak, aby v rámci každé z nich bylo možné použít stejné metody (i frekvenci sledování) pro monitoring:

- **Vodní makrofyta**
- **Terestrické druhy s výrazným dopadem mapované/monitorované vždy**
- **Terestrické druhy s menším dopadem, mapované doplňkově**
- **Biotopem definované druhy výsadeb a planáží pěstované mimo intravilán**

Skupinu vodních rostlin, tradičně označovaných jako makrofyta jsme zavedli kvůli zcela odlišné metodice výzkumu dané vodním prostředím. Dalšími skupinami jsou terestrické druhy rozdělené na druhy s vysokou a nižší prioritou. Vysokou prioritu mají druhy uvedené v seznamu k nařízení EU, z národního seznamu pak bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) a ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*) a navíc ještě invazní taxony rodu křídlatka (*Reynoutria* spp., syn. *Fallopia*). Dále jsme do této kategorie přidali druhy, u kterých je pravděpodobné, že budou v další aktualizaci tohoto seznamu přeřazeny k prioritním (např. lupina mnoholistá - *Lupinus polyphyllus*, klejicha hedvábná - *Asclepias syriaca*). Skupina druhů s nižší prioritou zahrnuje ostatní nepůvodní druhy s vyšším impaktem v invadovaných biotopech. Poslední skupina byla opět zavedena z metodických důvodů – jde o biotopy dosud špatně průzkumem podchycené. Obsahuje druhy, pěstované v okrasných a energetických výsadbách v extravilánu (pokud nějaký druh je zařazen do některé z předcházejících skupin, nevylučuje to jeho zaznamenávání i v energetických plantážích).

Jmenované skupiny zahrnují druhy s rozdílnými životními formami a strategiemi; od jednoletých (např. netýkavka žlaznatá - *Impatiens glandulifera*), přes vytrvalé byliny (např. celíky - *Solidago* spp.) po dřeviny (např. javor jasanolistý - *Acer negundo*, pajasan žlaznatý - *Ailanthus altissima*). Pro účely monitoringu nemá smysl zde popisovat morfologii a typická stanoviště jednotlivých druhů. Odkazujeme na příslušnou literaturu, zejména informace dostupné od ÚKZÚZ

(Stručná charakteristika regulovaných druhů invazních rostlin, 2010), informační karty vybraných druhů vypracované AOPK ČR (www.invaznidruhy.nature.cz), a pro identifikaci Klíč ke květeně ČR (Kubát a kol. 2002; popřípadě nový klíč, jehož vydání se v nejbližší době chystá) či Květenu ČR (díl 1-8).

Aktivity zúčastněných institucí se ve většině případů věnují mapování a v malé míře jen monitoringu (dáno dlouhými obdobími mezi jednotlivými návštěvami lokalit, kromě vybraných aktivit ÚKZÚZ). Protože všechny skupiny rostlin jsou podchyceny shodnými přístupy v rámci aktivit AOPK ČR, ÚKZÚZ, ÚHÚL apod., jsou popisy existujícího monitoringu a zdroje informací s výjimkou vodních makrofyt popsány společně.

2.6.1 Vodní makrofyta

Skupina zahrnuje zejména druhy uvedené v seznamu EU (2016/1141) pro nařízení 1143/2014. Pro jejich sledování přejímáme metodiku Grulich a Vydrová (2006 a,b) psané zvláště pro prostředí stojatých a tekoucích vod. Náš návrh obě metodiky spojuje, protože pro účely monitoringu invazních druhů není rozdíl obou prostředí podstatný.

Metodika vymezuje vodní makrofyta jako makroskopicky pozorovatelné vyšší cévnaté rostliny, mechorosty (Bryophyta) a parožnatky (Charophyta). Součástí makrofyt nejsou (a) nárosty makroskopických řas, které jsou přiřazeny k fyto bentosu, (b) rostliny kořenující mimo prostředí, které je zaplaveno vodou po většinu času, např. rostoucí na břehu a převíslé nad vodní plochou (Grulich a Vydrová 2006a,b).

V EU seznamu jsou uvedeny tyto druhy:

chebule karolínská (*Cabomba caroliniana*)
lysichiton americký (*Lysichiton americanus*)
pupečník pryskyřníkovitý (*Hydrocotyle ranunculoides*)
spirálovka větší (*Lagarosiphon major*)
stolístek vodní (*Myriophyllum aquaticum*)
tokozelka vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*)
zakucelka (*Ludwigia peploides*)
zakucelka velkokvětá (*Ludwigia grandiflora*)

V národním seznamu v různých kategoriích (šedý a varovný seznam) navíc ještě

zakucelka (*Ludwigia ×kentiana*)
azola americká (*Azolla filiculoides*)
vodní mor americký (*Elodea nuttallii*)
vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*)

Dále ještě doporučujeme zahrnout do sledování a tedy i do aktualizace národního seznamu

Myriophyllum heterophyllum (stolístek)

a

Lemna turionifera (okřehek červený)

Všechny výše uvedené druhy doporučujeme monitorovat a mapovat, a to ve všech biotopech s výjimkou soukromých zahrad. Většina z výše jmenovaných druhů dosud v ČR nebyla zjištěna nebo je velmi vzácná. U vodního moru kanadského je důležité zmínit fakt, že se jedná o druh, který byl v minulosti značně rozšířen a v současné době je na ústupu. Uvedené druhy se dle nařízení 1143/2014 nesmí prodávat.

2.6.2 Terestrické druhy s výrazným dopadem monitorované a mapované vždy

Skupina obsahuje druhy rostlin s největší mírou negativního vlivu na přírodní společenstva a lidské zdraví (kategorie BL1 v Blacklistu ČR) a terestrické rostliny vyjmenované v příloze nařízení EU 2014 (1143/2014; 2016/1141). Dále skupina zahrnuje druhy, které jsou uvažované pro aktualizaci EU seznamu, a invazní taxony rodu křídlatka (Tabulka v příloze 3.1).

Pro druhy v této skupině platí, že cílem jejich managementu je provádět buď přímou likvidaci či v závislosti na míře rozšíření jejich postupné omezování změnou managementu (snížení dostupnosti invadovatelných ploch, částečná likvidace, zavedení managementu na neobhospodařovaných pozemcích). Klíčové je zabránění novým výsadbám a dalšímu šíření. Kromě eradikace v přírodně cenných lokalitách je prioritou likvidace populací, které by mohly sloužit jako zdrojové pro další šíření - podél silnic, železničních tratí a vodních toků.

Některé druhy uvedené v EU seznamu se zatím na území ČR nevyskytují, nicméně je nutné, aby systém monitoringu byl na tyto nové druhy připravený. To znamená, že je potřeba tyto druhy také zahrnout do seznamů monitorovaných invazních druhů ÚKZÚZ či ÚHÚL.

Tuto skupinu druhů je třeba monitorovat/mapovat ve všech biotopech (kategorie biotopů dle Chytrý a kol. 2001)! Prioritizace dle dostupných zdrojů je popsána níže. S druhy uvedenými v nařízení 1143/2014 (seznamu - 2016/1141) není povoleno obchodovat. Obchodování s ostatními druhy je vhodné namátkově sledovat, ale tento monitoring není součástí této metodiky.

2.6.3 Terestrické druhy s menším dopadem, monitorované doplňkově

Výběr druhů vychází z druhové skupiny BL2, BL3 a varovného seznamu národního seznamu (Pergl a kol. 2016a). Jedná se o terestrické rostliny, které byly vybrány z národního seznamu na základě tam uvedené míry impaktu. V suburbánních lokalitách lze uvedené druhy v omezené míře tolerovat. Navíc je lze částečně tolerovat (rezignovat na jejich management) pokud tvoří rozsáhlé metapopulace, v nichž by likvidace byla neúměrně náročná. Prioritou je minimalizovat nové výsadby, výskyt na nových vzdálených lokalitách a omezit současný výskyt v ochranněsky hodnotných územích (viz Standard péče o invazní rostliny) a jejich ochranných zónách. Monitoring a z něj vycházející informace o rozšíření a trendech ve změnách rozšíření tak umožní nastavit priority v managementu a omezit populace, které mohou sloužit jako zdrojové. Navíc informace z časových řad umožní přesněji poznat dynamiku jednotlivých druhů ve vztahu k invadovaným biotopům. Monitoring obchodu s uvedenými druhy není obsahem této metodiky.

Tuto skupinu druhů je třeba monitorovat/mapovat ve všech biotopech mimo intravilán (tam možno doplňkově) (kategorie biotopů dle Chytrý a kol. 2001)! Priorizace podle dostupných zdrojů je popsána níže. Nedoporučujeme se zaměřit pouze na přírodě blízké biotopy z výše uvedených důvodů.

Druhy z šedého nebo varovného seznamu, které se výrazně nešíří a jejich předpokládaný dopad je minimální, není potřeba speciálně monitorovat. Pro tyto druhy postačují stávající schémata monitoringu a mapování (např. mapování biotopů). Pokud však dojde ke změně v jejich rozšíření, nebo se objeví významná negativní interakce s prostředím a původními druhy, bude třeba jejich rychlé přeřazení mezi druhy monitorované. Návrh na přeřazení může podat kdokoli na AOPK ČR. Ta pak ve spolupráci s MŽP a odbornými institucemi zajistí změnu.

2.6.4 Biotopem definované druhy ve výsadbách a plantážích mimo intravilán

Jako zvláštní skupinu vymezujeme nepůvodní okrasné druhy a tzv. energetické dřeviny a plodiny. Výčet druhů předem nespecifikujeme vzhledem k možnému širokému spektru používaných (vysazovaných) druhů. Skupina je tedy určena jen záměrným pěstováním v kulturních biotopech. Jde o výsadby okrasných rostlin (může se jednat o směs původních a nepůvodních druhů) podél komunikací (aleje, kruhové objezdy, bezúdržbové výsadby mimo hranice zastavěného prostoru obcí), biokoridory s nepůvodními druhy a porosty energetických plodin. Tato stanoviště jsou podchycena mapováním biotopů jen velmi okrajově, a většinou nejsou uvedena ani v Národní inventarizaci lesů (ÚHÚL). Znalost o dynamice a rozšíření druhů na těchto stanovištích je důležitou součástí aktualizace seznamů pro management.

2.6.5 Metody sledování rozšíření a šíření dané skupiny/druhu

Monitoring a mapování nepůvodních druhů rostlin zahrnuje dva druhy aktivit, které se vzájemně liší. (a) Monitoring a mapování de novo zahrnuje zejména část z dat získávaných z mapování biotopů (AOPK ČR) a monitoring invazních rostlin (ÚKZÚZ). (b) Přejímání nezávisle shromážděných dat od dalších organizací (ÚHÚL), nesystematických aktivit mapovatelů (inventarizační průzkumy a jiné) a obsahuje i dostupná data o rozšíření rostlin například z databáze fytoocenologických snímků a jiných floristických údajů. Tyto údaje jsou nyní shromážděny v databázi NDOP a Pladias (<https://pladias.ibot.cas.cz>). U obou databází probíhá vzájemná výměna dat, údaje z ÚKZÚZ či ÚHÚL zatím nejsou v obou databázích zahrnuty.

Dalším významným zdrojem jsou údaje z lokálních inventarizačních průzkumů, ty organizované AOPK ČR či ve spolupráci s touto organizací jsou převedeny do NDOP, nicméně velké množství údajů (např. pro stavební povolení či seminární a diplomové práce) není nikde jednotně uchovááno. Dokonce data z biologického hodnocení jsou do NDOPu zadávány jen v případě, že hodnotitel data z NDOPu sám využívá. Dále jsou pro monitoring využitelné výsledky monitoringu eradikačních akcí. Vzhledem k faktu, že AOPK ČR a MŽP ČR jsou národními koordinátory, v jejichž kompetenci jsou nepůvodní a invazní druhy, je důležité, aby veškeré informace o výskytu byly převedeny i do jejich informačních systémů. Klíčové je, aby byl nastaven funkční panel odborníků a zástupců veřejné správy, akademické obce a nevládních organizací, který hierarchickým systémem zajistí zapojení všech zainteresovaných organizací. Úkolem AOPK ČR je zajištění přístupnosti a uživatelské přívětivosti jejich informačního systému pro dodávky dat externími uživateli. Zde uvádíme stručný souhrn hlavních programů, které se dotýkají mapování a monitoringu nepůvodních druhů.

Pro udržení aktuálnosti informací o rozšíření vybraných druhů rostlin je třeba každoročně doplňovat jak nová databázová data, tak i nově získaná terénní data. Zdrojem dat pro mapování aktuálního rozšíření vybraných druhů jsou i data získaná v rámci monitoringu (viz metodika pro monitoring).

Mapování biotopů

Mapování biotopů je pro monitoring využitelné částečně vzhledem k relativně dlouhému cyklu (12 let) mezi jednotlivými cykly. Hlavní přínos je tedy pro mapování rozšíření vzhledem k pokrytí celé republiky, nicméně pro identifikaci okrajových zón, regionů s malou abundancí a lokalit pro ohniskový monitoring vybraných druhů je hodnotné.

Nejrozsáhlejší data o rozšíření nepůvodních druhů pochází ze sledování stavu (monitoringu) biotopů, resp. přírodních stanovišť, které vychází z evropské Směrnice 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (tzv. směrnice o stanovištích) - obecně známé jako mapování biotopů. Dle popisu (Lustyk 2016, Vydrová a kol. 2014) probíhá sledování stavu biotopů ve dvou úrovních. V první úrovni probíhá aktualizace vrstvy mapování biotopů (VMB), tj. dvanáctiletý cyklus obnovy původní vrstvy mapování biotopů. První aktualizací byl zahájen v roce 2007. Ověřuje se výskyt a stav všech přírodních biotopů podle VMB a zakreslují se nové výskyty

či změny v rozšíření. Díky pravidelné aktualizaci VMB data slouží pro popis stavu a trendů vývoje. Druhou úrovní sledování stavu biotopů je monitoring přírodních stanovišť na trvalých monitorovacích plochách (TMP), zahájený v roce 2009. Cílem monitoringu přírodních stanovišť je sledování změn vegetace v dlouhodobých periodách metodou fytocenologických snímků. Nelesní habitaty se sledují v šestiletých periodách, v případě lesních habitatů je cyklus dvanáctiletý.

Mapování biotopů je zaměřeno především na přírodní biotopy, ve kterých se zaznamenávají přítomné druhy rostlin. V biotopech silně degradovaných a vytvořených člověkem jsou druhy zaznamenávány jen okrajově. Dále se část biotopů ovlivněných člověkem se nemapuje (a označuje jako -1), případně se nově mapují jen, pokud jsou obklopeny přírodními objekty (detaily o mapování v rámci mapování biotopů viz příslušné metodické pokyny). Četné lokality důležité pro výskyt nepůvodních druhů tak nejsou vůbec podchyceny. Z pilotního mapování invazních druhů ve vybraných EVL (projekt „Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000“ řešený Agenturou ochrany přírody ve spolupráci s FŽP ČZU) vyplynulo, že právě v nemapovaných biotopech (-1) se vyskytuje až 80% lokalit IAS. Dále nejsou povinně zaznamenávány výskyty některých nepůvodních druhů.

Pro naše metodiky jsou naopak důležité biotopy skupiny X v Katalogu biotopů, kontrétně typy: urbanizované území (X1 urbanizovaná území), pole (X2 intenzivně obhospodařovaná pole, X3 extenzivně obhospodařovaná pole, X5 intenzivně obhospodařované louky, X6 antropogenní plochy se sporadickou vegetací mimo sídla, X7 ruderalní bylinná vegetace mimo sídla) a dřevinná vegetace silně ovlivněná člověkem (X8 křoviny s ruderalními a nepůvodními druhy, X9 lesní kultury s nepůvodními dřevinami, X10 paseky s podrostem původního lesa, X11 paseky s nitrofilní vegetací, X12 nálety pionýrských dřevin, X13 nelesní stromové výsadby mimo sídla). U akvatického prostředí se jedná o biotop X14. (vodní toky a nádrže bez ochranné významné vegetace).

Z aktuální metodiky pro mapování biotopů (Lustyk 2016) zde uvádíme vybrané části, které se týkají monitoringu nepůvodních druhů a které je s ohledem na jejich rozšíření nutné vzít v potaz a kde se liší doporučené přístupy pro přírodní biotopy od našich návrhů pro nepůvodní taxony.

Lustyk 2016 - Metodika aktualizace vrstvy mapování biotopů: Při mapování nových segmentů postupuje mapovatel přiměřeně. Zpravidla nemapujeme nové segmenty na soukromých oplocených pozemcích v intravilánech sídel, či na obdobných, pro mapovatele těžko přístupných místech.

Pro monitoring nepůvodních druhů, zejména ze skupin vodních (1.1) a mapovaných vždy (1.2.1) musí být mapovány i biotopy v intravilánu. Důvodem je podchycení rozšíření druhů z EU seznamu.

Lustyk: „...ad zaznamenávání přírodních procesů (invaze rostlinného druhu) (pozn.: za invazi nepovažujeme výskyt invazního druhu se zanedbatelnou či velmi nízkou pokryvností, ale až od pokryvnosti 1, např. *Impatiens parviflora*)...“

Pro vyjmenované druhy uvedené ve skupinách 1.1 až 1.2.3 musí být bezpodmínečně zaznamenávány abundance i v malých populacích či ojedinělých výskytech. Z hlediska podchycení rozšíření a dynamiky invazního chování nelze podceňovat dynamiku malých populací. U skupin 1.2.2 a 1.2.3 lze redukovat nutnost mapování/monitoringu počtem navštívených lokalit, nikoli počtem zaznamenávaných údajů (abundance, typ stanoviště apod.) nebo počtem sledovaných druhů.

Pro mapování biotopů je dále uvedeno v metodice: Povinně se zapisují druhy dominantní (absolutní pokryvnost v biotopu alespoň zhruba 25 %), typické (dle seznamu v PHB u každého biotopu), zvláště chráněné (povinně, aktuální seznam je v příloze 4 této metodiky), ochranný (Červený seznam) a fytogeograficky významné a také taxony invazní (dle seznamu v příloze 3 této metodiky). Soupis se pořizuje zvláště pro každé vegetační patro (E0, E1, E2 a E3) a není (ani nemůže) být úplný resp. vyčerpávající. U biotopů hodnocených jako RB=W nebo X se především zapisují taxony zvláště chráněné (povinně), ochranný a fytogeograficky významné a taxony invazní.

Metodika monitoringu / mapování nepůvodních druhů je tedy rozšířením metodiky pro mapování biotopů.

Mapování biotopů a jeho rozšíření na další biotopy je tedy klíčovým podkladem pro mapování rozšíření. Mapování biotopů lze využít pro monitoring jen v případě, že interval snímkování bude kratší, či pokud budou zkombinovány různé zdroje dat.

Metodický postup ÚKZÚZ (dříve SRS) k provádění monitoringu invazních rostlin a opatření při zjištění jejich výskytu

Přestože se aktivita nazývá „monitoring“, data ÚKZÚZ jsou z hlediska sledovaných druhů v metodice využitelná spíše pro mapování rozšíření, než pro monitoring. O monitoring se jedná zejména v případě škůdců. Z dat lze ale doplňková data pro monitoring stejně jako u mapování biotopů využít; monitoring je nastaven tak, aby odpovídal prognóze šíření druhů v rámci ČR. V předpokládaných oblastech výskytu je dle metodiky ÚKZÚZ nutné provádět minimálně 1 průzkum ročně na okres.

Invazními rostlinami v rámci monitoringu ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský) se rozumí druhy zařazené do přílohy č. 8 k vyhlášce č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů, v platném znění, které podléhají monitoringu a průzkumu podle § 10 odst. 1 zákona č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění. Z důvodů možnosti posouzení případného rizika v podmínkách ČR sleduje ÚKZÚZ souběžně s druhy uvedenými v příloze č. 8 vyhlášky i některé druhy další, které vykazují charakteristiky invazních rostlin. Nově tedy, nad rámec vyhlášky, rovněž ÚKZÚZ monitoruje výskyt ambrosie peřenolisté (*Ambrosia artemisiifolia*) a klejichy hedvábné (*Asclepias syriaca*), které způsobují problémy a škody v zemědělství (potenciálně nebezpečné polní plevely), na životním prostředí (plošné zarůstání lokalit) a ohrožují zdraví lidí (*Ambrosia artemisiifolia* – vysoce alergenní pyl, *Asclepias syriaca* – jedovaté látky v pletivech vyvolávající zvracení, průjmky a kožní podráždění).

Monitoring ÚKZÚZ se týká i některých vodních rostlin (viz skupina 1.1, Tab. 1; *Cabomba caroliniana* - chebule karolínská, *Crassula helmsii* - tlustice novozélandská, *Eichhornia crassipes* - tokozelka nadmutá a *Hydrocotyle ranunculoides* – pupečník pryskyřníkovitý). ÚKZÚZ také monitoruje některé druhy z EU seznamu (příloha 3.1).

Rozsah monitoringu je nastaven tak, aby odpovídal prognóze šíření druhů v rámci ČR. To znamená, že pro druhy s omezeným či regionálním rozšířením je vhodný i pro monitoring. V předpokládaných oblastech výskytu je dle metodiky ÚKZÚZ nutné provádět minimálně 1 průzkum ročně na okres. V případě výskytu nebo podezření na výskyt některé z uvedených rostlin se provede přibližný odhad počtu této rostliny v kusech. Při rozsáhlejší výskytu se odhadne celková plocha v ha. Odhad se provádí pouze na místech nálezů, ne v celé zóně průzkumu. Není-li terénní pracovník ÚKZÚZ schopen některou rostlinu určit sám, zašle její vzorek na přesné určení. Výskyty jsou zaznamenávány do informačního systému ÚKZÚZ. Pro účely mapování rozšíření je důležité zmínit, že data v informačním systému ÚKZÚZ jsou jen občas sdílená s dalšími institucemi.

Pracovní postupy pozemního šetření ÚHÚL pro národní inventarizaci lesů

Aktivity ÚHÚL jsou využitelné jak pro monitoring, tak i pro mapování rozšíření vzhledem k intervalu opakování návštěv trvalých ploch (cca 5 let). V rámci národní inventarizace lesů jsou také zaznamenávány invazní druhy. Dle použité definice se jedná o nepůvodní druhy rostlin plošně se šířící na úkor přirozených druhů. V rámci monitoringu ploch jsou zaznamenány každé výskyty porostu invazních druhů ve sledovaných plochách (transektech). Jedná se o bolševník velkolepý, křídlatky spp., netýkavku žláznatou, topinambur hlíznatý, vlčí bob mnoholistý a zlatobýl kanadský. Inventarizace je založena na monitorovaných plochách v síti inventarizačních bloků (2×2 km). Inventarizace je rozložena v čase (roky a sezóny). Inventarizace zahrnuje lesní porosty několika kategorií: 1) Les představují pozemky s plochou větší jak 0.5 ha s celkovým zápojem stromů o výšce alespoň 5 m dosahujícím 10 %.

Do této kategorie se dále řadí pozemky se stromy schopnými dosáhnout výšky 5 m a zápoje 10 % na daném stanovišti (detaily viz podrobná metodika inventarizace); 2) Nelesní porosty dřevin zahrnují pozemky mimo kategorii Les, které rozlohou přesahují 0.5 ha, a pro něž platí alespoň jedna z podmínek: 1) zápoj stromů o výšce alespoň 5 m nedosahuje 10 %, činí však nejméně 5 %, 2) zápoj stromů o výšce alespoň 5 m nedosahuje 5 %, přičemž součet zápoje stromů (výška alespoň 5 m, stromy nemusí být přítomny vůbec) a keřů o výšce alespoň 0.5 m dosahuje nejméně 10 %.; 3) Ostatní pozemky s porostem stromů jsou pozemky s rozlohou přesahující 0.5 ha, pokryté stromy s výškou alespoň 5 m, jejichž celkový zápoj (relativní cloněná plocha) činí nejméně 10 % s převážně zemědělským nebo městským využitím.

Dále se v rámci tohoto mapování klasifikují například pozemky, které jsou pravidelně kultivovány (orány) za účelem pěstování zemědělských plodin. Tato kategorie také zahrnuje porosty rychle rostoucích energetických dřevin s obmýtím do 10 let, obdělávané sady ovocných dřevin, vinice a další zemědělské plodiny. Tím jsou např. částečně podchyceny energetické dřeviny v informačním systému ÚHÚL.

Data jsou ukládána v informačním systému ÚHÚL a lze je na vyžádání získat. Problémem je, že data jsou z důvodů anonymizace (zachování reprezentativnosti výsledků a zamezení zveřejnění údajů, ke kterým lze z dostupných zdrojů (KN) provést následnou identifikaci vlastníka) dodávána s prostorovou chybou (viz příloha 3.2; pravidla výdeje dat ÚHÚL). Vzor poskytovaných dat je elektronickou přílohou této metodiky. Pro mapování v rámci čtverců lze uměle zavedenou chybu zanedbat.

Metodické postupy pro vodní prostředí (makrofyta)

Zpracování vzorků a dokumentace odběrů ve vodním prostředí je dobře zpracována v metodikách Grulich a Vydrová 2006a,b), které se týkají vodních makrofyt v tekoucích a stojatých vodách. Metodiky se zabývají načasováním snímkování tak, aby byla zajištěna reprezentativnost a srovnatelnost dat z více odběrů. Metodiky slouží jako návod pro terénní práci, nezajišťují prostorové a časové snímkování na území ČR. Mohou tak být doplňkem pro mapování biotopů či mohou být využity např. ÚKZÚZ.

Tyto metodiky slouží pro odběr makrofyt v přirozených i umělých sladkovodních stojatých a tekoucích vodách a hodnocení jejich ekologického stavu, a současně stavu vegetace samotných makrofyt. Výsledná informace při použití této metodiky zahrnuje druhové složení a početnost vodních makrofyt. Hlavními kritérii sledování je kvalitativní (druhové) složení makrofyt a semikvantitativní zastoupení (pokryvnost). Vzhledem k faktu, že metodiky jsou používány jako podklad pro průzkumný monitoring jakosti vod, obsahují také druhová data, která mohou být podkladem pro mapy rozšíření.

Další vhodné postupy pro hodnocení stavu přírodních lokalit a monitoring nepůvodních druhů

Pro maloplošné zvláště chráněná území byla sestavena jednoduchá metodika pro hodnocení jejich stavu (Svátek a Buček 2005). Jedním z indikátorů, je rozšíření invazních a expanzivních druhů v území, jejich početnost a dominance a stupeň jejich vlivu na chráněné území (škála od 0 do 5; od dominantních výskytů po žádné výskyty). Bohužel metodika neuvádí nutnost vypsát nepůvodní druhy. V metodice je jen nutnost uvedení „stručného zdůvodnění“. Samotná metodika je jednoduchá a nemusí být využívána jen pro ZCHÚ. Metodika může sloužit jak pro monitoring (opakované návštěvy stejných ploch) tak i jako zdroj dat pro mapování.

Dalším příspěvkem k monitoringu nepůvodních druhů je např. článek Smolová a kol. (2010). V příspěvku autorka a kolegové popisuje samotné mapování a kvantifikaci výskytů (tři kategorie: 1) výskyt plošný (plocha větší než 100 m²), 2) výskyt liniový (linie užší než 10 m a delší než 10 m např. linie podle vodního toku) a 3) výskyt bodový (plocha menší než 100 m²). Dále byly u každé kategorie výskytu rozlišovány čtyři kategorie

pokryvnosti a početnosti invazní rostliny a ke každému nálezu byl zaznamenáván stručný popis biotopu. Studií používající obdobnou metodiku je mnoho, problém však je, že údaje nejsou často srovnatelné a týkají se jen omezeného okruhu druhů.

Monitoring studií a průzkumů nezahrnutých do NDOP, inventarizace lesů a aktivit ÚKZÚZ

Floristická data shromažďovaná v databázi Pladias jsou nejkompletnějším zdrojem existujících dat o rozšíření rostlinných druhů v ČR. Hodnota databáze PLADIAS spočívá v ověřování záznamů rozšíření jednotlivých druhů ve čtvercové síti mapování (Kaplan a kol. 2015, 2016). Databáze obsahuje nyní cca 10 mil. údajů a zahrnuje data z národní fytocenologické databáze, floristické databáze, floristických kurzů, údaje z NDOP, databáze lesnické typologie, Slavíkovy historické záznamy, excerptce pro atlas rozšíření rostlin a další datové zdroje. Data z PLADIAS jsou také z naprosté většiny i v NDOP.

Velké množství dat o rozšíření je publikováno v seminárních a vědeckých pracech. Údaje však nejsou systematicky indexovány, ale většina studií je dostupná online (www.theses.cz), kde může být excerptována.

3 Literatura

- Adámek Z, Kouřil J (1996) Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. - Biodiverzita ichtyofauny ČR 1: 34–41.
- Adámek Z, Navrátil S, Palíková M, Siddiqui MA (1996) Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*): Biologie nepůvodního druhu v podmínkách České Republiky. - Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH, 141-150.
- Adámek Z, Sukop I (2000) Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybníčního prostředí. Biodiverzita ichtyofauny ČR 3: 37-43.
- Aldridge DC, Ho S, Froufe E (2014) The Ponto-Caspian quagga mussel, *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897), invades Great Britain. - Aquatic Invasions 9: 529-535.
- Anděra M (2016) Mapa rozšíření *Cervus nippon* v České republice. In: Zicha O (ed.) Biological Library – BioLib. Citováno 08.10.2016. Dostupné na: <<http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id41/>>
- Anděra M (2016) Mapa rozšíření *Ovis orientalis musimon* v České republice. In: Zicha O (ed.) Biological Library – BioLib. Cit. 04.10.2016. Dostupné na: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id54/>
- Anděra M (2016) Mapa rozšíření *Rupicapra rupicapra* v České republice. In: Zicha O (ed.) Biological Library – BioLib. Citováno 04.10.2016. Dostupné na: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id45/>
- Anděra M, Červený J (2009) Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla), Národní muzeum, Praha.
- Anděra M, Gaisler J (2012) Savci České republiky – popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia, Praha, 288 s.
- Anděra M, Horáček I (2005) Poznáváme naše savce, 2. doplněné vydání, Sobotales, Praha.
- Andreou D, Gozlan RE, Stone D, Martin P, Bateman K, Feist SW (2011) *Sphaerothecum destruens* pathology in cyprinids. - Diseases of Aquatic Organisms 95: 145-151.
- Andreska J (1987) Rybářství a jeho tradice. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 208 pp.
- Andreska J (2010a) Losos labský v historických záznamech a v současnosti I. Živa 4: 178–182.
- Andreska J (2010b) Losos labský v historických záznamech a v současnosti II. Živa 6: 276–279.
- Antonova IE (2010) Short-term thermal compensatory-adaptive reaction mechanisms of the liver in *Carassius auratus gibelio*. - Contemporary problems of ecology 3: 57-62.
- AOPK (2003) Plán péče o CHKO Jeseníky 2003. Návrhová část Plánu péče o CHKO Jeseníky, s. 94.
- AOPK ČR Nálezová databáze AOPK ČR: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=96447.
- AOPK ČR NDOP. Nálezová databáze ochrany přírody. [on-line databáze; portal.nature.cz]. [cit. 2016-09-27].
- Arnold A (1985) *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) nun auch in der DDR! - Z. Binnenfisch. DDR 32: 182-183.
- Baensch HA, Riehl R (1991) Aquarien atlas. Band 3. Mergus, Verlag für Natur-und Heimtierkunde GmbH, Melle, Germany, 1104 pp.
- Balik S, Turan D (2004) A first record for the bighead goby (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) along the Turkish eastern Black Sea coast. - Turkish Journal of Zoology 28: 107-109.
- Bănărescu P (1964) Fauna Republicii Populare Romine, Pisces – Osteichthyes 13. Bucharest: Academia Republicii Populare Romine.
- Bănărescu P (1999) The freshwater fishes of Europe. Vol. 5/I. Cyprinidae 2/I. Aula, Wiebelsheim.
- Bartley DM (2006) Introduced species in fisheries and aquaculture: information for responsible use and control. Rome, Italy, FAO.
- Bauer H-G, Woog F (2008) Nichtheimische Vogelarten (Neozonen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. Vogelwarte 46: 157–194.
- Baxter CV, Fausch KD, Murakami M, Chapman PL (2007) Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. - Oecologia 153: 461-470.
- Baxter CV, Fausch KD, Saunders WC (2005) Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. - Freshwater Biology 50: 201-220.
- Bechara JA, Moreau G, Planas D (1992) Top-down effect of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a boreal forest stream. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 2093-2103.

- Behnke RJ (1992) Native trout of western North America. American Fisheries Society Monograph 6. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Belote RT, Jones RH (2009) Tree leaf litter composition and nonnative earthworms influence plant invasion in experimental forest floor mesocosms. - *Biological Invasions* 11: 1045-1052.
- Beran L (1998) Vodní měkkýši ČR. – Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 17. Vlašim, ZO ČSOP Vlašim.
- Beran L (2008) Expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in the Czech Republic. - *Aquatic Invasions* 3: 91-94.
- Beran L (2009) Doplněk k poznání vodních měkkýšů Labe mezi Hřenskem a Střekovem a srovnání s malakofaunou Labe v jiných úsecích. - *Malacologica Bohemoslovaca* 8: 6
- Beran L, Horsák M (2007) Distribution of the alien freshwater snail *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) (Gastropoda: Planorbidae) in the Czech Republic. - *Aquatic Invasions* 2: 45-54.
- Berg LS (1964) Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries. volume 2, 4th edition. Israel Program for Scientific Translations Ltd, Jerusalem.
- Beyer K (2004) Escapees of potentially invasive fishes from an ornamental aquaculture facility: the case of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. - *Journal of Fish Biology* 65: 326-327.
- Bigelow HB (1963) Genus *Salvelinus* Richardson 1836. Fishes of the western North Atlantic. Sears Found. Mar. Res., Mem. 1: 503-542.
- Billard R (1997) Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et répartition des 83 espèces. Lausanne, Delachaux & Niestlé, 192 pp.
- Blackshaw RP, Moore JP, Alston R (1996) Removal trapping to control *Artioposthia triangulata*. - *Annals of Applied Biology* 129: 355-360.
- Blackshaw RP, Stewart VI (1992) *Artioposthia triangulata* (Dendy, 1894), a predatory terrestrial planarian and its potential impact on lumbricid earthworms. - *Agricultural Zoology Reviews* 5: 201-219.
- Blanchet S (2012) The use of molecular tools in invasion biology: an emphasis on freshwater ecosystems. - *Fisheries Management and Ecology* 19: 120-132.
- Blanchet S, Loot G, Grenouillet G, Brosse S (2007) Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. - *Ecology of Freshwater Fish* 16: 133-143.
- Boag B, Palmer LF, Neilson R, Chambers SJ (1994) Distribution and prevalence of the predatory planarian *Artioposthia triangulata* (Dendy) (Tricladida, Terricola) in Scotland. - *Annals of Applied Biology* 124: 165-171.
- Bohlen PJ, Pelletier DM, Groffman PM, Fahey TJ, Fisk MC (2004) Influence of earthworms on redistribution and retention of soil carbon and nitrogen in northern temperate forests. - *Ecosystems* 7: 13-27.
- Bonifait S, Defos du Rau P (2007) Differential distribution of Odonates and indigenous and exogenous salmonids in Orlu Protected Area (Ariege, France). - *Revue d'Ecologie – la Terre et la Vie* 62: 285-294.
- Borcherding J, Staas S, Krüger S, Ondračková M, Šlapanský L, Jurajda P (2011) Non-native Gobiid species in the lower River Rhine (Germany): recent range extensions and densities. - *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 153–155.
- Braña F, Frechilla L, Orizaola G (1996) Effects of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. - *Herpetological Journal* 6: 145-148.
- Breder CM, Rosen DE (1966) Modes of reproduction in fishes. T.F.H. Publications, Neptune City, New Jersey, 941 pp.
- Bristow P (1992) The illustrated encyclopedia of fishes. Chancellor Press, London. 303 pp.
- Britton JR, Davies GD, Brazier M, Pinder AC (2006) A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. - *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Buria L, Albarino R, Villanueva VD, Modenutti B, Balseiro E (2007) Impact of exotic rainbow trout on the benthic macro invertebrate community from Andean-Patagonian headwater streams. - *Fundamental and Applied Limnology* 168: 145-154.

- Burke JS, Bayne DR, Rea H (1986) Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds. - *Aquaculture* 55: 59-68.
- Burnard D (2010) Reproductive chemical cues in two freshwater fishes : Topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel) and sunbleak *Leucaspis delineatus* (Heckel). PhD Thesis, Cardiff University.
- Byorth PA, Magee JP (1998) Competitive interactions between Arctic Grayling and Brook Trout in the Big Hole River drainage, Montana. - *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 921-931.
- Callaham MA Jr, Gonzalez G, Hale CM, Lachnicht SL, Zou X (2006) Policy and management responses to earthworm invasions in North America. - *Biological Invasions* 8: 1317-1329.
- Cambray JA (2003) The global impact of alien trout species – a review; with reference to their impact in South Africa. - *African Journal of Aquatic Science* 28: 61-67.
- Cannon RJC, Baker RHA, Taylor MC, Moore JP (1999) A review of the status of the 'New Zealand flatworm' in the UK. - *Annals of Applied Biology* 135: 597-614.
- Čech M, Čech P (2001) Pravdy a polopravdy o potravní biologii vydry říční. - *Rybářství* 12: 652-653.
- Černý J (2007) Reprodukční charakteristika druhu *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1842). Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská Univerzita, 23 pp.
- Červený J, Anděra M, Koubek P (2005) Vyhodnocení dotazníků z let 2001 – 2003. - *Myslivost* 12.
- Červený J, Koubek P (2006) Medvěd je opět stálým druhem naší zvěře. - *Svět myslivosti* 7.
- Christensen OM, Mather JG (1995) Colonisation by the land planarian *Artioposthia triangulata* and impact on lumbricid earthworms at a horticultural site. - *Pedobiologia* 39: 144-154.
- Chytrý M, Rafajová M (2003) Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation plot-data. - *Preslia* 75: 1–15.
- Coad BW (1995) Encyclopedia of Canadian fishes. Canadian Museum of Nature and Canadian Sportfishing Productions Inc. Singapore.
- Coad BW, Abdoli A (1993) Exotic fish species in freshwaters of Iran. - *Zoology in the Middle East* 9: 65-80.
- Copp GH, Bianco PG, Bogutskaya NG, Erös T, Falka I, Ferreira MT, Fox MG, Freyhof J, Gozlan RE, Grabowska J, Kováč V, Moreno-Amich R, Naseka AM, Peňáz M, Povž M, Przybylski M, Robillard M, Russell IC, 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: 242-262.
- Corkum LD, Sapota MR, Skora KE (2004) The Round Goby, *Neogobius melanostomus*, a Fish Invader on both sides of the Atlantic Ocean. - *Biological Invasions* 6: 173.
- Crivelli AJ (1995) Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern mediterranean region? - *Biological Conservation* 72: 311-319.
- Crossman EJ (1991) Introduced freshwater fishes: A review of the North American perspective with emphasis on Canada. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 46-57.
- Crowl TA, Townsend CR, McIntosh AR (1992) The impact of introduced brown and rainbow trout on native fish: the case of Australasia. - *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2: 217-241.
- Cucherousset J, Ames JC, Poulet N, Santoul F, Cereghino R (2008) Do native brown trout and non-native brook trout interact reproductively? - *Naturwissenschaften* 95: 647-654.
- Cucherousset J, Ames JC, Santoul F, Cereghino R (2007) Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. - *Journal of Fish Biology* 71(Suppl. D): 210-223.
- Cudmore B, Mandrak NE (2004) Biological synopsis of grass carp (*Ctenopharyngodon della*). - Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2705, 44 pp.
- Cunjak RA, Power G (1986) Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1970-1981.
- Daehler CC, Carino D (2001) Hybridization between native and alien plants and its consequences. – In: Lockwood JL, McKinney M (eds), *Biotic homogenization*, p. 81–102, Kluwer Academic/Plenum Publishing, New York.
- DAISIE - <http://www.europe-aliens.org/>
- DAISIE (2009) Handbook of alien species in Europe. Springer (Berlin): 1–399.
- Danihelka J, Chrtěk J Jr, Kaplan Z (2012) Checklist of vascular plants of the Czech Republic. – *Preslia* 84: 647–811.

- Danilkievich Z (1996) Babka łysa (gołogłowa), *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Perciformes, Gobiidae) - nowy, gatunek w ichtiofaunie zlewiska Morza Bałtyckiego. - *Komunikaty Rybackie* 2: 27–29.
- Danylchuk AJ (1994) Seasonal reproductive patterns of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations with varying body size characteristics. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 490-500.
- Databáze České společnosti ornitologické: www.birds.cz
- Davis MA, Thompson K (2001) Invasion Terminology: Should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! - *Bulletin of the Ecological Society of America* 82:206.
- Dawidowicz P, Gliwicz ZM (1983) Food of brook trout in extreme oligotrophic conditions of an alpine lake. - *Environmental Biology of Fishes* 8: 55-60.
- De Wandeler H, Sousa-Silva R, Ampoorter E, Bruelheide H, Carnol M, Dawud SM, Dănilă G, Finer L, Hättenschwiler S, Hermy M, Jaroszewicz B, Joly FX, Müller S, Pollastrini M, Ratcliffe S, Raulund-Rasmussen K, Selvi F, Valladares F, Van Meerbeek K, Verheyen K, Vesterdal L, Muys B (2016) Drivers of earthworm incidence and abundance across European forests. - *Soil Biology and Biochemistry* 99: 167-178.
- Delacoste M, Baran P, Lascaux JM, Abad N, Besson JP (1997) Bilan des introductions de salmonides dans les lacs et ruisseaux d'altitude des Hautes-Pyrenees. - *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 344/345: 205-219.
- DeWald L, Wilzbach MA (1992) Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: effects on habitat use, feeding, and growth. - *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 287-296.
- Didham RK, Fyllianakis JM, Gemmel NJ, Rand TA, Ewers RM (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. - *Trends in Ecology and Evolution* 22: 489–496.
- Douda K (2007) The occurrence and growth of *Unio crassus* (mollusca: Bivalvia: Unionidae) in Luznice river basin in respect to water quality. - *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica* 21: 57-63.
- Douda K (2013) Quantifying the host relationships of endangered freshwater mussels *Unio crassus* demonstrates a need for unifying methodologies. - *Biological Conservation* 159: 548-549.
- Douda K, Vrtílek M, Slavík O, Reichard M (2012) The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. - *Biological Invasions* 14: 127-137.
- Douglas PL, Forrester GE, Cooper SD (1994) Effects of trout on the diel periodicity of drifting in baetid mayflies. - *Oecologia* 98: 48-56.
- Dubský K, Kouřil J, Šrámek V (2003) Obecné rybářství. Informatorium spol. s.r.o, Praha. s. 194.
- Dvořák L, Horsák M (2003) Současné poznatky o plzáku *Arion lusitanicus* (Mollusca: Pulmonata) v České republice – Čas. Slez. Muz. Opava (A) 52: 67-71.
- Dyk V (1963) Siven americký (*Salvelinus fontinalis* Mitchell, 1815) v pramenech Černého potoka. - *Zoologické listy*, 12: 231-238.
- Dynes C, Fleming CC, Murchie AK (2001) Genetic variation in native and introduced populations of the 'New Zealand flatworm', *Arthurdendyus triangulatus*. - *Annals of Applied Biology* 139: 165-174.
- Edwards EA (1983) Habitat Suitability Index Models: Bigmouth Buffalo. U.S. Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-82/10.34. 23 pp.
- Elliott JM (1973) The food of brown and rainbow trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream. - *Oecologia* 12: 329-347.
- EPPO (2001) Guidelines on *Arthurdendyus triangulatus*. - *EPPO Bulletin* 31: 1-3.
- Eryilmaz L (2002) A new fish record for the Aegean Sea: round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) (Gobiidae). - *Israel J. Zool.* 48: 251–252.
- Etnier DA, Starnes WC (1993) The fishes of Tennessee. The University of Tennessee Press, Knoxville, Tennessee, USA.
- Fausch KD (2007) Introduction, establishment and effects of non-native salmonids: considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. - *Journal of Fish Biology* 71(Suppl. D): 1-32.

- Fausch KD, White RJ (1981) Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38: 1220-1227.
- Ficetola GF, Miaud C, Pompanon F, Taberlet P (2008) Species detection using environmental DNA from water samples. - Biology Letters 4: 423-425.
- Firlová V (2013) Karas stříbrný (*Carassius gibelio*) a jeho vliv na ekosystémy stojatých vod v nepůvodním areálu. Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta Masarykovy Univerzity, 47 pp.
- Fischer D Metodika provádění batrachologického průzkumu v EVL a MZCHÚ. 5 s. dostupná na http://obojzivelnici.wbs.cz/obojzivelnici_-_metodika_pruzkumu.pdf.
- Flasar I, Flasarová M (1981) O rybách řeky Ohře. - Monografické studie krajského muzea v Teplicích 21: 7-91.
- Frimodt C (1995) Multilingual illustrated guide to the world's commercial coldwater fish. Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England. 215 p.
- Galbraith MJ Jr (1967) Size-selective predation on *Daphnia* by rainbow trout and yellow perch. - Transactions of the American Fisheries Society 96: 1-10.
- Gall GAE, Crandell PA (1992) The rainbow trout. - Aquaculture 100: 1-10.
- García-Berthou E (2007) The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? - Journal of Fish Biology 71 (Suppl D): 33-55.
- García-Berthou E, Alcaraz C, Pou-Rovira Q, Zamora L, Coenders G, Feo C (2005) Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 453-463.
- Genovesi P, Butchart SHM, McGeoch MA, Roy DB (2013) Monitoring trends in biological invasion, its impact and policy responses. In: Collen B, Pettorelli N, Baillie JEM, Durant SM (eds.) Biodiversity Monitoring and Conservation: Bridging the Gap between Global Commitment and Local Action. John Wiley and Sons.
- Genovesi P, Putman R (2006) DAISIE Species Factsheet: *Cervus nippon*. In: Online database of Delivering Alien Invasive Species Inventories of Europe – DAISIE. Dostupné na: <http://www.europealiens.org/speciesTheWorst.do>
- Gibson PH, Cosens DJ (1998) Locomotion in the terrestrial planarian *Artioposthia triangulata* (Dendy). - Pedobiologia 42: 241-251.
- Goldstein D (2012) Analýza ichtyofauny České republiky se zaměřením na invazivní druhy. Diplomová práce, Pedagogická fakulta, Univerzita Karlova v Praze, 110 pp.
- Gómez C, Oliveras J (2003) Can the Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) replace native ants in myrmecochory? - Acta Oecologica 24: 47-53.
- Gomez SE, Ferre H, Cassara H, Bordone S (1997) Cultivo de peces ornamentales (*Carassius auratus* y *Cyprinus carpio*) en sistemas semiintensivos en la Argentina. - Aquatec 4: 1-13.
- Gonzalez G, Seastedt TR, Donato Z (2003) Earthworms, arthropods and plant litter decomposition in aspen (*Populus tremuloides*) and lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests in Colorado, USA. - Pedobiologia 47: 863-869.
- Gozlan RE, Andreou D, Asaeda T, Beyer K, Bouhadad R, Burnard D, Caiola N, Cakic P, Djikanovic V, Esmaeili HR, Falka I, Golicher D, Harka A, Jeney G, Kováč V, Musil J, Nocita A, Povz M, Virbickas T, Wolter C, Tarkan AS, Tricarico E, Trichkova T, Verreycken H, Witkowski A, Chun-guang Zhang, Zweimueller I, Britton JR (2010) Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. - Fish and Fisheries 11: 315-340.
- Grant GC, Vondracek B, Sorensen PW (2002) Spawning interactions between sympatric brown and brook trout may contribute to species replacement. - Transactions of the American Fisheries Society 131: 569-576.
- Grimm B (2002) Effect of the nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita* on young stages of the pest slug *Arion lusitanicus*. - Journal of Molluscan Studies 68: 25-28.
- Grimm B, Paill W (2001) Spatial distribution and home-range of the pest slug *Arion lusitanicus* (Mollusca: Pulmonata). - Acta Oecologica 22: 219-227.
- Gross MR, Sargent RC (1985) The evolution of male and female parental care in fishes. - Amer. Zool. 25: 807-822.

- Grulich V, Vydrová A (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt tekoucích vod
- Grulich V, Vydrová A (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod
- Gruna B (2015) Potřebujeme povinné vyšetření zimní měli? - Moderní včelař 1: 22 (online <http://www.modernivcelar.eu/clanky/potrebuje-povinne-vysetreni-zimni-meli.html>)
- Guti G (2004) First record of Racer Goby *Neogobius gymnotrachelus* (Pallas, 1811) in the Hungarian section of the Danube. - Opusc. Zool. Budapest 35: 83-84.
- Haertl M, Cerwenka AF, Brandner J, Borchering J, Geist J, Schliewen UK (2012) First record of *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857) from Germany (Teleostei, Gobiidae, Benthophilinae). - Spixiana 35: 155-159.
- Hajer J (1989) Americký druh raka v Labi. - Živa 37: 125.
- Halačka K, Lusk S, Lusková V (1996) Diverzita rybních společenstev tůní (zemníků) v aluviu dolního toku Dyje. Sborník ze semináře „Ochrana biodiverzity drobných stojatých vod“. ZO ČSOP Vlašim, 111-122.
- Halačka K, Lusková V, Lusk S (2003) Carassius „gibelio“ in fish communities of the Czech Republic. - Ecohydrology & Hydrobiology 3: 133-138.
- Hale CM, Frelich LE, Reich PB (2005) Exotic European earthworm invasion dynamics in northern hardwood forests of Minnesota, USA. - Ecol Appl 15: 848-860.
- Hanel L (1994) Hrouzkovec malý (*Pseudorasbora parva*) na Voticku. - Rybářství 1, 39.
- Hanel L (2003a) Ryby České republiky a jejich ochrana. Habilitační práce. Nepubl.
- Hanel L (2003b) Komentovaný přehled mihulí a ryb České republiky. - Lampetra 5: 27-67.
- Hanel L, Lusk S (2005) Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 448 pp.
- Hanel L, Plesník J, Andreska J, Lusk S, Novák J, Plíštil J (2011) Alien fishes in european waters. - Bulletin Lampetra VII, ZO ČSOP, Vlašim, 148-185.
- Harka Á, Bíró P (2007) New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? - Electronic Journal of Ichthyology 1: 1-14.
- Hartman LH, Gaston AJ, Eastman DS (1997) Raccoon predation on ancient murrelets on East Limestone Island, British Columbia. - J. Wildl. Manage. 61: 377-388.
- Hayes JW (1987) Competition for spawning space between brown (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in a lake inlet tributary, New Zealand. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44: 40-47.
- Helfman GS, Collette BB, Facey DE, Bowen BW (2009) The diversity of fishes: biology, evolution and ecology. 2nd edition. Wiley-Blackwell, 720 pp.
- Heneberg P (2008) Invaze ploštěnek do Evropy. Když jen dotyk znamená smrt. - Živa 3: 122-123.
- Hill AM, Lodge DM (1999) Replacement of resident crayfishes by an exotic crayfish: the roles of competition and predation. - Ecological Applications 9: 678-690.
- Hogan RN, Dunne R (1996) The distribution of the 'New Zealand flatworm' *Artioposthia triangulata* (Dendy) in the Republic of Ireland. - Irish Naturalists' Journal 25: 210-212.
- Hohausová E, Jurajda P (1996) Ryby odstavených ramen řeky Moravy v okrese Uherské Hradiště. - Sborník Přír. klubu v Uh. Hradišti, 1: 81-86.
- Honěk A, Martinkova Z (2007) A field method for quantifying the grazing activity of slugs, with particular reference to *Arion lusitanicus* (Mollusca). - Malacologia. 49: 273-281.
- Honěk A, Martinkova Z (2011) Body size and the colonisation of cereal crops by the invasive slug *Arion lusitanicus*. - Annals of Applied Biology 158: 79-86.
- Honěk A, Martinkova Z (2014) Floral herbivory of an invasive slug on a native weed. - Plant Protection Science 50: 151-156.
- Honěk A, Martinkova Z, Saska P, Koprdiva S (2009) Role of post-dispersal seed and seedling predation in establishment of dandelion (*Taraxacum* agg.) plants. - Agriculture, Ecosystems and Environment 134: 126-135.
- Hönigová I, Chobot K (2014) Jemné předivo české krajiny v GIS. - Ochrana přírody 4: 27-30.
- Horsák M (2015) Suchozemské ploštenky naší fauny. - Živa 52: 298-299.
- Horsák M, Dvořák L (2003) First record of the introduced slug *Deroceas panormitanum* (Lessona et Pollonera, 1882) from the Czech Republic (Mollusca: Gastropoda: Agriolimacidae). - Folia Malacologica 11: 57-58.

- Hubbell PM (1966) Pumpkinseed sunfish, in Inland Fisheries Management, Calhoun. - Calif. Dept. Fish. Game. 402--407.
- Hůda J, Urbánek M (2006) Výsledky poloprovozních pokusů s příkrmováním obilovin v chovu tržních kaprů na Třeboňsku. Sborník referátů z Konference o rybářství, kvalitě vody a právních přepisech souvisejících s rybářstvím, 22-28.
- Hudec K (ed) (1994) Fauna ČR a SR. Ptáci I. Academia, Praha.
- Hugg DO (1996) MAPFISH georeferenced mapping database. Freshwater and estuarine fishes of North America. Life Science Software. Dennis O. and Steven Hugg, 1278 Turkey Point Road, Edgewater, Maryland, USA.
- Hulme PE, Pyšek P, Nentwig W, Vilà M (2009) Will threat of biological invasions unite the European Union? Science 324: 40–41. doi: 10.1126/science.1171111
- Jankovský P (1983) Výskyt střevličky východní v ČR. - Rybářství 1983: 53.
- Jaroszewska M, Dabrowski K, Wilczynska B, Kakareko T (2008) Structure of the gut of the racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857). - Journal of Fish Biology 72: 1773-1786,
- Jeleni online (2016) Portál k prezentaci výsledků projektu telemetrického sledování jelenů v Doupovských horách. Dostupné na: <http://zver.agris.cz/jeleni>
- Jeschke JM, Strayer DL (2006) Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. - Global Change Biology 12: 1608–1619.
- Joint Nature Conservation Committee (2004) Common standards monitoring guidance for reptiles and amphibians, ISSN 1743-8160, 30 pp. (http://jncc.defra.gov.uk/pdf/csm_reptiles_amphibians1.pdf)
- Jude DJ, Reider RH, Smith GR (1992) Establishment of Gobiidae in the Great Lakes basin. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 416–421.
- Jurajda P, Černý J, Poláčik M, Valová Z, Janáč M, Blažek R, Ondračková M (2005) The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. - Journal of Applied Ichthyology 21: 319–323.
- Juříčková L (1995) Škúdcce mezi měkkýši plzák *Arion lusitanicus* v ČR. - Živa 42: 30.
- Juříčková L (2006) *Arion lusitanicus*: Plzák španělský. In: Nepůvodní druhy fauny a flory české republiky. Jiří Mlíkovský. Praha: český svaz ochránců přírody, s. 215-216.
- Káhal L (1987) Introdukce lososovitých ryb do Československa. In: Sborník referátů ze semináře Perspektivní druhy pro ČSSR: 40-47. České Budějovice, Československá vědeckotechnická společnost při VÚRH a Střední rybářské škole ve Vodňanech.
- Kalchhauser I, Mutzner P, Hirsch PE, Burkhardt-Holm P (2013) Arrival of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) and bighead goby *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) in the High Rhine (Switzerland). - BioInvasions Records 2: 79–83.
- Kalous L (2013) Karas stříbřitý a jeho příbuzní. - Živa 6: 285-288.
- 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. Freshwat. 23: 11-18.
- Kalous L, Kurfürst J (2000) Rybářský revír Sázava 5 – hydrobiologická a ichtyologická charakteristika. Sborník referátů ze IV. české ichtyologické konference, 167-171.
- Kalous L, Rylková K, Bohlen J, Šanda R, Petrtyl M (2013) New mtDNA data reveal a wide distribution of Japanese ginbuna (*Carassius langsdorfii*; Cyprinidae) in Europe. - Journal of Fish Biology 82: 703-707.
- Kalous L, Šlechtová V, Bohlen J, Petrtyl L, Švátora M (2005) Karas ginbuna (*Carassius langsdorfii*, Temminck et Schlegel, 1846); nový druh v České republice. Sborník referátů z VIII. České ichtyologické konference, 64-70.
- Kalous L, Šlechtová V, Bohlen J, Petrtyl L, Švátora M (2007) First European record of *Carassius langsdorfii* from the Elbe basin. - Journal of Fish Biology 70 (Supplement A): 132-138
- Kamler J, Homolka M, Koubek P (2004) Muflon v lesním prostředí. - Myslivost 2.
- Kaplan Z, Danihelka J, Štěpánková J, Bureš P, Zázvorka J, Hroudová Z, Ducháček M, Grulich V, Řepka R, Dančák M, Prančí J, Šumberová K, Wild J, Trávníček B (2015) Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 1. - Preslia 87: 417–500.

- Kaplan Z, Danihelka J, Štěpánková J, Ekrt L, Chrtek J Jr, Zázvorka J, Grulich V, Řepka R, Prančl J, Ducháček M, Kúr P, Šumberová K, Brůna J (2016) Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 2. - *Preslia* 88: 229–322.
- Kauhala K (1996) Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. - *Wildlife Biology* 2:197-204.
- Kauhala K, Auniola M (2001) Diet of raccoon dogs in summer in the Finnish archipelago. - *Ecography*, 24:151-156.
- Kauhala K, Winter M (2006). DAISIE Species Factsheet: *Nyctereutes procyonoides*. In: Online database of Delivering Alien Invasive Species Inventories of Europe – DAISIE. Dostupné na: <http://www.europealiens.org/speciesTheWorst.do>
- Kennedy GJA, Strange CD (1986) The effects of intra- and inter-specific competition on the survival and growth of stocked juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and resident trout (*Salmo trutta*) in an upland stream. - *Journal of Fish Biology* 28: 479-489.
- Kitano S (2004) Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese inland waters. - *Global Environmental Research*, 8: 41-50.
- Klemetsen A, Amundsen P-A, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O'Connell MF, Mortensen E (2003) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. - *Ecology of Freshwater Fish*. 12: 1–59.
- Kocik JF, Taylor WW (1996) Effect of Juvenile Steelhead on Juvenile Brown Trout Habitat Use in a Low-Gradient Great Lakes Tributary. - *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 244-252
- Kolbe H (1984) Die Entenvögel der Welt. Neumann Verlag, Leipzig, Radebeul.
- Konstanz R (2013) Dynamika populace střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) v reakci na podmínky prostředí v tocích pod rybníky. Diplomová práce, Agronomická fakulta, Mendelova univerzita v Brně, 61 pp.
- Kopecký O, Kalous L, Patoka J (2013) Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. - *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (410) doi:10.1051/kmae/2013057.
- Kornis MS, Mercado-Silva N, Vander Zanden MJ (2012) Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. - *Journal of Fish Biology* 80: 235–285.
- Korsu K, Huusko A, Muotka T (2007) Niche characteristics explain the reciprocal invasion success of stream salmonids in different continents. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104: 9725-9729.
- Kostrzewa J, Grabowski M, Zięba G (2004) Nowe inwazyjne gatunki ryb w wodach Polski. - *Archives of Polish Fisheries* 12 (suppl. 2): 21-34.
- Kottelat M, Freyhof J (2007) Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Kotusz J, Witkowski A (1998) Morphometrics of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Cyprinidae, Gobionidae), a species introduced into the Polish waters. - *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 28: 3-14.
- Kozlov VI (1974) Amurskij čebačok – *Pseudorasbora parva* (Schl.) novyj vid basejna Dnestra. - *Vest. Zool., Kyjev* 8: 77-78.
- Kozubíková-Balcarová E, Beran L, Ďuriš Z, Fischer D, Horká I, Svobodová J, Petrusek A (2014) Status and recovery of indigenous crayfish populations after recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. – *Ethology Ecology & Evolution* 26: 299–319.
- Křivánek M (2006) Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. - *Acta Pruhoniciana* 84, VÚKOZ.
- Křivánek M, Sádlo J, Bímová K (2004) Odstraňování invazních druhů rostlin. – In: Háková A. [ed.], Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000, p. 23–27, Planeta XII/8, MŽP ČR, Praha.
- Křížek J, Albertová O (1996) Hodnocení reprodukčních možností střevličky východní (*Pseudorasbora parva* Schlegel) a vlivu její populace na společenstvo zooplanktonu. Sborník referátů z II. české ichtyologické konference, 144-149.
- Krupauer V, Kubů F (1965) Možnosti aklimatizace býložravých ryb v Československu. - *Československé rybářství* 9: 136-137.

- Krupauer V, Vostradovský J (1972) O možnostech rybařského využití Černého jezera na Šumavě. - Buletin VURH Vodňany, 3: 26-29.
- Kubát K, Hrouda L, Chrtek J jun, Kaplan Z, Kirschner J, Štěpánek J (eds.) (2002): Klíč ke květeně České republiky. – 928 p. Academia, Praha.
- Kumschick S, Bacher S, Evans T, Marková Z, Pergl J, Pyšek P, Vaes-Petignat S, van der Veer G, Vilà M, Nentwig W (2015) Comparing impacts of alien plants and animals using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology* 52: 552–561. doi: 10.1111/1365-2664.12427
- Kuřátko J, Rejl J (1998) Střevlička východní (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842) v Pardubicích. - Vč.sb.přir. - Práce a studie, 6: 163.
- Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M, Essl F, Jarošík V, Pergl J, Winter M, Anastasiu P, Andriopoulos P, Bazos I, Brundu G, Celesti-Grapo L, Chassot P, Delipetrou P, Josefsson M, Kark S, Klotz S, Kokkoris Y, Kühn I, Marchante H, Perglová I, Pino J, Vila M, Zikos A, Roy D, Hulme P (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. – *Preslia* 80: 101–149.
- Larson GL, Moore SE (1985) Encroachment of exotic rainbow trout into stream populations of native brook trout in the southern Appalachian Mountains. - *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 195-203.
- Latombe G, Pyšek P, Jeschke JM, Blackburn TM, Bacher S, Capinha C, Costello MJ, Fernandez M, Gregory RD, Hobern D, Hui C, Jetz W, Kumschick S, McGrannachan C, Pergl J, Roy HE, Scalera R, Squires ZE, Wilson JRU, Winter M, Genovesi P, McGeoch MA (2016) A vision for global monitoring of biological invasions. – *Biological Conservation* (doi: 10.1016/j.biocon.2016.06.013)
- Laverty C, Nentwig W, Dick JTA, Lucy FE (2015) Alien aquatics in Europe: assessing the relative environmental and socio-economic impacts of invasive aquatic macroinvertebrates and other taxa. - *Management of Biological Invasions* 6: 341-350.
- Leonardos ID, Tsikliras AC, Eleftheriou V, Cladas Y, Kagalogi I, Chortatou R, Papigiotti O (2008) Life history characteristics of an invasive cyprinid fish (*Carassius gibelio*) in Chimaditis Lake (northern Greece). - *Journal of Applied Ichthyology* 24: 213-217.
- Leppäkoski E (1998) Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts, and management. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 156-162.
- Lesy ČR. http://www.lesycr.cz/odborne-rady/granty-a-dotace/Documents/koza_bezoarova-web.pdf
- Lockwood JE, Hoopes MF, Marchetti MP (2009) *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing Ltd., USA, 299 pp.
- Lohniský K (1982) Některé vlivy omezující rozšíření ryb ve střední a západní části Krkonošského národního parku. - *Acta Musei Reginaehradecensis (A)* 17: 173-210.
- Lohniský K, Ouleha O (1993) Výskyt střevličky východní, *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) ve východních Čechách a na Znojemsku (Teleostei: Gobioninae). - *Acta Mus. Reginaehradecensis* 23: 47-64.
- Lojkásek B, Lusk S, Halačka K, Lusková V (2000) Fish communities in the drainage area of the Osoblaha river and effect of the 1997 flood. - *Czech. Anim. Sci.* 45: 229-236.
- Lojkásek B, Lusk S, Papoušek I (2006) Nepůvodní druhy ryb povodí Odry na Moravě a ve Slezsku. - *Biodiverzita ichtyofauny ČR VI*: 79-86.
- Lopes-Lima M, R. Sousa, J. Geist, D. C. Aldridge, R. Araujo, J. Bergengren, Y. Bespalaya, E. Bódis, L. Burlakova, D. Van Damme, K. Douda, E. Froufe, D. Georgiev, C. Gumpinger, A. Karatayev, U. Kebapçı, I. Killeen, J. Lajtner, B. M. Larsen, R. Lauceri, A. Legakis, S. Lois, S. Lundberg, E. Moorkens, G. Motte, K. O. Nagel, P. Ondina, A. Outeiro, M. Paunovic, V. Prié, T. von Proschwitz, N. Riccardi, M. Rudzite, M. Rudzitis, C. Scheder, M. Seddon, H. Şereflişan, V. Simić, S. Sokolova, K. Stoeckl, J. Taskinen, A. Teixeira, F. Thielen, T. Trichkova, S. Varandas, H. Vicentini, K. Zajac, T. Zajac and S. Zogaris (2016) Conservation status of freshwater mussels in Europe: State of the art and future challenges. - *Biological Reviews* doi:10.1111/brv.12244.
- Lopez HL, Menni RC, Miguelarena AM (1987) Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. - *Biologia Acuatica* No. 12, 50 p.

- Lorencová E, Beran L, Horsáková V, Horsák M (2015) Invasion of freshwater molluscs in the Czech Republic: Time course and environmental predictors. - *Malacologia* 59: 105-120.
- Lorenzoni M, Corboli M, Ghetli L, Pedicillo G, Carosi A (2007) Growth and reproduction of the goldfish *Carassius auratus*: a case study from Italy. - *Biological Invaders in Inland Waters* 13: 259-273.
- Lukeš V (1960) Poznatky z odchovu lipana bajkalského v ČSR. - *Československé rybářství* 1960 (3): 38-39.
- Lusk S, Baruš V, Vostradovský J (1983) Ryby v našich vodách, Academia, Praha, 207 s.
- Lusk S, Lusková V, Hanel L (2008) Nepůvodní druhy v ichtyofauně České republiky – jejich vliv a význam. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VII)*: 96–113.
- Lusk S, Lusková V, Hanel L (2010) Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. - *Folia Zoologica* 59: 57–72.
- Lusk S, Lusková V, Hanel L (2011a) Černý seznam nepůvodních druhů ryb České republiky. - *Biodiverzita ichtyofauny ČR VIII*: 79-97.
- Lusk S, Lusková V, Hanel L, Lojkásek B, Hartvich P (2011b) Červený seznam mihulí a ryb České republiky – verze 2010. - *Biodiverzita ichtyofauny ČR VIII*: 68-78.
- Lusk S, Skácel V (1978) Lipeň. Bratislava: Příroda, 180 pp.
- Lusková V, Halačka K, Vetešník L, Lusk S (2002) Goldfish *Carassius auratus* in fish communities inhabiting the lower reaches of the River Dyje. - *Biodiverzita ichtyofauny ČR IV*: 123-132.
- Lusková V, Lusk S, Halačka K, Vetešník L (2010) *Carassius auratus gibelio* - the most successful invasive fish in waters of the Czech Republic. - *Russian Journal of Biological Invasions* 1: 176-180.
- Lusková V, Lusk S, Halačka K, Vetešník L, Papoušek I (2008) Ploidy and sexual status of the "*Carassius auratus*" complex in the waters of the Czech Republic. *Proc. XI. Czech Internat. Ichthyological Conf.* 150-155.
- Machek J (1946) Umělý chov sivena amerického v Jablonci nad Nisou. - *Československý rybář* 1(8): 124-125.
- Mangnall MJ, Crowe TM (2002) Population dynamics and the physical and financial impacts to cereal crops of the Egyptian Goose *Alopochen aegyptiacus* on the Agulhas Plain, Western Cape, South Africa. - *Agric., Ecosyst. Environ.* 90: 231–246
- Manné S, Poulet N, Dembski S (2013) Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. - *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 411: 2.
- Matějů J (2013) Medvídek mýval v Karlovarském kraji. - *Arnika* 2/2013: 12-14.
- Matěnová V, Matěna J (2002) Diverzita rybích společenstev Stropnice, Pohořského potoka a Černé v Novohradských horách (jižní Čechy). - *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 4: 133-140.
- Mather JG, Christensen OM (1992) The exotic land planarian *Artioposthia triangulata* in the Faroe Islands: colonisation and habitats. - *Fróðskaparrit* 40: 49-60.
- McAfee WR (1966) Lahontan cutthroat trout. Pages 225-231 in Calhoun, A, ed. *Inland fisheries management*. California Department of Fish and Game. Sacramento, CA.
- McIntosh AR, Peckarsky BL (1996) Differential behaviour responses of mayflies from streams with and without fish to trout odour. - *Freshwater Biology* 35: 141-148.
- McIntosh AR, Peckarsky BL, Taylor BW (2002) The influence of predatory fish on mayfly drift: extrapolating from experiments to nature. - *Freshwater Biology* 47: 1497-1513.
- Meissner K, Muotka T (2006) The role of trout in stream food webs: integrating evidence from field surveys and experiments. - *Journal of Animal Ecology* 75: 421-433.
- Mihálik J (1961) Aklimatizace lipana bajkalského v našich vodách. - *Československé rybářství* 1961 (4): 50-51.
- Mikátová B, Šandera M (2015) První rozmnožení želvy nádherné ve volné přírodě ČR. - *Herpeta* 1.
- Miller PJ (1986) Gobiidae. In Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen J., Tortonese, E. (eds.): *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Volume 3. UNESCO, Paris.
- Mináriková T, Čamlík G, Šíma J, Poledník L, Poledníková K, Červený J, Kušta T (2015a). Naše invazivní šelmy – nezvaní hosté, kteří zůstali natrvalo. - *Myslivost* 7/2015: 37-38.
- Mináriková T, Šíma J, Poledník L, Čamlík G, Poledníková K (2015b) Návrh opatření snižujících vliv invazních šelem na faunu České republiky. - *Studie, Alka Wildlife*.
- Mlíkovský J, Stýblo P (eds.) (2006) Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR. ČSOP Praha, 496 pp.
- Mohr A, Antczak J (2014) Predation as a factor determining the effect of breeding waterbirds in the light of the results of studies in selected lakes of the central part of Pomerania. - *Conference*

- “Meaning of invasive species in waterfowl and habitat protection”, Kostrzyn nad Odra, 7. – 10. 5. 2014.
- Morrow JE (1980) The freshwater fishes of Alaska. University of. B.C. Animal Resources Ecology Library. 248p.
- Moss M, Hermanutz L (2010) Monitoring the small and slimy - Protected areas should be monitoring native and non-native slugs (Mollusca: Gastropoda). - *Natural Areas Journal* 30: 322-327.
- Movčan YV, Kozlov VI (1978) Morfologičeskaja charakteristika i nekotoryje čerty ekologii amurskogo čebačka (*Pseudorasbora parva*; Schlegel) v vodojemach Ukrainy. - *Gidrobiol. Žurn.* 14: 42-48.
- Muchačeva VA (1950) Biology of stone moroko (*Pseudorasbora parva* Schlegel). - *Trudy Amurskoi Ikhtologicheskoi Ekspeditsii* 1: 1945-1949.
- Murakami M, Matsuba C, Fujitani H (2001) The maternal origins of the triploid ginsu (*Carassius auratus langsdorfi*): phylogenetic relationships within the *C. auratus* taxa by partial mitochondrial D-loop sequencing. - *Genes Genetic Systematics* 76: 25-32.
- Murchie AK, Gordon AW (2013) The impact of the 'New Zealand flatworm', *Arthurdendyus triangulatus*, on earthworm populations in the field. - *Biological Invasions* 15: 569-586.
- Murchie AK, Moore JP, Walters KFA, Blackshaw RP (2003) Invasion of agricultural land by the earthworm predator, *Arthurdendyus triangulatus* (Dendy). - *Pedobiologia* 47: 920-923.
- Murchie AK, Weidema I (2013) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Arthurdendyus triangulatus* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 8/9/2016.
- Musil J, Drozd B, Bláha M, Gallardo JM, Randák T (2008) First records of the black bullhead, *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in the Czech Republic. - *Cybiu* 32: 352–354.
- 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 (Suppl. 2): 38–45.
- Musilová R, Alexander Š, Janoušek K (2011) Mýval severní – vetřelec v Poohří. - *Myslivost* 12/2011: 22-24.
- Muus BJ, Dahlström P (1968) Süßwasserfische. BLV Verlagsgesellschaft, München. 224 p.
- Nakano S, Kitano S, Nakai K, Fausch KD (1998) Competitive interactions for foraging microhabitat among introduced brook char, *Salvelinus fontinalis*, and native bull charr, *S. confluentus*, and westslope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarkii*, in a Montana stream. - *Environmental Biology of Fishes* 52: 345-355.
- Nedvěd O (2016) Mapa rozšíření *Harmonia axyridis* v České republice. - In: Zicha O (ed.) *Biological Library – BioLib*. Citováno 27.09.2016. Dostupné na: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id164/>
- Němec K (2008) Potravní konkurence mezi plůdkem kapra (*Cyprinus carpio*) a střevlíčkou východní
- Nico LG, Schofield PJ, Larson J, Fusaro A (2013) *Carassius auratus*. USGS Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL.
- Nicolai B (2006) Rotmilan *Milvus milvus* und andere Greifvögel (Accipitridae) im nordöstlichen Harzvorland – Situation 2006. - *Ornithol. Jber. Mus. Heineanum* 24: 1–34.
- Nová P, Fischer D, Kerouš K (2004) Problematika invazního druhu norka amerického (*Mustela vison*) z pohledu obecné druhové ochrany. 34 stran
- Novikov NP, Sokolovsky AS, Sokolovskaya TG, Yakovlev YM (2002) The fishes of Primorye. Vladivostok, Far Eastern State Tech. Fish. Univ., 552 pp.
- Novotný L (2010) Problematika výskytu a chovu kamzíka horského v oblasti Jeseníků. Bakalářská práce. Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav ochrany lesů a myslivosti, Mendelova Univerzita v Brně.
- Nyman OL (1970) Ecological interaction of brown trout, *Salmo trutta* L., and brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in a stream. - *Canadian Field-Naturalist* 84: 343-350.
- Nyström P, Svensson O, Lardner B, Bronmark C, Graneli W (2001) The influence of multiple introduced predators on a pond littoral community. - *Ecology* 82: 1023-1039.
- Olesen TM, Nielsen JG, Møller PR (2003) Båndgrundling *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1842) ny ingefisk i Danmark. - *Flora og fauna* 109: 1-5.
- Ondráčková M (2010) Slunečnice pestrá a její ektoparaziti v Evropě. - *Živa* 5: 233-235.

- Page LM, Burr BM (1991) A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston. 432 pp.
- Papoušek I (2008) Molekulárně-genetické analýzy druhů rodu *Carassius* ve střední Evropě. Disertační práce, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita v Brně, 85 pp.
- Patoka J, Bláha M, Devetter M, Rylková K, Čadková Z, Kalous L (2016) Aquarium hitchhikers: attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. - *Biological Invasions* 18: 457-461.
- Patoka J, Petrtyl M, Kalous L (2014) Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. - *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (414) doi:10.1051/kmae/2014019.
- Pefaur JL, Sierra NM (1998) Distribution and density of the trout *Oncorhynchus mykiss* (Salmoniformes: Salmonidae) in the Venezuelan Andes. - *Revista de Biología Tropical* 46: 775-782.
- Perdices A, Doadrio I (1992) Presence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in north Africa. - *Miscelanea Zoologica* 16: 236-239.
- Perdikaris C, Ergolavou A, Gouva E, Nathanailides C, Chantzarpoulos A, Paschos I (2012) *Carassius gibelio* in Gece: the dominant naturalised invader of freshwaters. - *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22: 17-27.
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummitt N, Butchart SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Faith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Höft R, Hurr G, Jetz W, Karp DS, McGeoch MA, Obura D, Onoda Y, Pettorelli N, Reyers B, Sayre R, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M (2013) Essential Biodiversity Variables, A global system of harmonized observation is needed to inform scientist and policy-makers. - *Science*. 339: 277-278.
- Pergl J (2008) Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? - *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, Mater. 23: 183-192.
- Pergl J, Perglová I, Vítková M, Pocová L, Janata T, Šíma J (2016c) Likvidace vybraných invazních druhů rostlin; Standardy péče o přírodu a krajinu. Praha, Průhonice: AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR. 22 p.
- Pergl J, Sádlo J, Petřík P, Danihelka J, Chrtek J Jr, Hejda M, Moravcová L, Perglová I, Štajerová K, Pyšek P (2016a) Dark side of the fence: ornamental plants as a source for spontaneous flora of the Czech Republic. - *Preslia* 88: 163–184.
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P (2016b) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. - *NeoBiota* 28: 1-37
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Pyšek P (2016d) Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. - *Ochrana přírody*: 71: 29-33.
- Peter A, Staub E, Ruhle C, Kindle T (1998) Interactions between brown and rainbow trout in the Alpine Rhine valley and its effects on their management. - *Schweiz Fischereiwissenschaft* 98: 5-10.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connel C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T (2002) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. - In: Pimentel D (Ed.) *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press (Boca Raton, FL): 307–329.
- Piria M, Šprem N, Jakovlić I, Tomljanović T, Matulić D, Treer T, Aničić I, Safner R (2011) First record of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Sava River, Croatia. - *Aquatic Invasions* 6 (Suppl. 1): S153–S157.
- Pluess T, Cannon R, Jarošík V, Pergl J, Pyšek P, Bacher S (2012a) When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. - *Biological Invasions* 14: 1365–1378. doi: 10.1007/s10530-011-0160-2
- Pluess T, Jarošík V, Pyšek P, Cannon R, Pergl J, Breukers A, Bacher S (2012b) Which factors affect the success or failure of eradication campaigns against alien species? - *PLoS One* 7: e48157. doi: 10.1371/journal.pone.0048157

- Pocock MJO, Evans DM (2014) The success of the Horse-chestnut leaf-miner, *Cameraria ohridella*, in the UK revealed with hypothesis-led citizen science. - PLoS ONE 9(1): e86226. doi:10.1371/journal.pone.0086226
- Pokorný J, Adámek Z, Dvořák J, Šrámek V (1998) Pstruhařství. Informatorium, Praha, 242 s.
- Poledník L, Poledníková K (2014) Monitoring, regulace a eradikace norka amerického v České republice – metodická doporučení
- Poupě J (2003) Učební texty pro rybářské hospodáře, Ministerstvo zemědělství, Praha, 113s.
- Prausová R, Janová J (2010) Současný stav výskytu rdestu dlouholistého v ČR. – Příroda 27: 155–168.
- Pyšek P, Chytrý M, Moravcová L, Pergl J, Perglová I, Prach K, Skálová H (2008) Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. - Zprávy Čes. Bot. Spol. 43, Mater. 23: 219–222.
- Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtek J Jr, Chytrý M, Jarošík V, Kaplan Z, Krahulec F, Moravcová L, Pergl J, Štajerová K, Tichý L (2012) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155–255
- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J (2004). Alien plants in checklists and floras: Towards better communication between taxonomists and ecologists. - Taxon 53: 131–143.
- Rabitsch W, Genovesi P, Scalera R, Biała K, Josefsson M, Essl F (2016) Developing and testing alien species indicators for Europe. - Journal for Nature Conservation 29: 89–96.
- Rahel FJ (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. - Science 288: 854–856.
- Rajchard J (1992) Pozdní výtěr u rybky *Pseudorasbora parva*. - Živa 1: 34.
- Reichard M, Vrtílek M, Douda K, Smith C (2012) An invasive species reverses the roles in a host-parasite relationship between bitterling fish and unionid mussels. - Biology Letters doi: 10.1098/rsbl.2011.1234
- Reimers N (1979) A history of a stunted brook trout population in an Alpine lake: a lifespan of 24 years. - Calif. Fish and Game 65: 196–215.
- Reiter A (2001) Stav poznání fauny obratlovců v Národním parku Podyjí. - Thayensia (Znojmo) 4: 103–115.
- Reslová M (2011) Ploštěnky (Platyhelminthes: Tricladida) v ČR. Bakalářská práce, 40 s.
- Reslová M, Simon O (2015) Ploštěnky – opomíjení obyvatelé našich vod. - Živa 5/2015: 254–256.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – Diversity Distrib 6: 93–107.
- Richardson MJ, Whoriskey FG, Roy LH (1995) Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. - Journal of Fish Biology 47: 576–585.
- Robins CR, Ray GC (1986) A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 354 p.
- Roche K, Janáč M, Šlapanský L, Mikl L, Kopeček L, Jurajda P (2015) A newly established round goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe. - Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 416: 33.
- Rutkayová J, Biskup R, Harant R, Šlechta V, Koščo J (2013) *Ameiurus melas* (black bullhead): morphological characteristics of new introduced species and its comparison with *Ameiurus nebulosus* (brown bullhead). - Reviews in Fish Biology and Fisheries 23: 51–68.
- Rylková K, Kalous L (2013) New Finding of Non-indigenous Japanese Cyprinid Fish in the Czech Republic. - Scientia Agriculturae Bohemica 44: 79–84.
- Sægvog H, Hindar K, Urdal K (1996) Natural reproduction of anadromous rainbow trout in Norway. - Journal of Fish Biology 48: 292–294.
- Šanda R, Švátora M (2002) Ichtyofauna tří nejvýše položených nadrží Jizerských hor a jejich povodí. In: Lusk, S., Luskova, V. Halačka, K. (eds.). Biodiverzita ichtyofauny České Republiky 4: 151–154. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR.
- Sapota MR, Skóra KE (2005) Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). - Biological Invasions 7: 157.
- Savini D, Occhipinti-Ambrogi A, Marchini A, Tricarico E, Gherardi F, Olenin S, Gollasch S (2010) The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. - Journal of Applied Ichthyology 26: 1–7.

- Scheu S, Parkinson D (1994) Effects of invasion of an aspen forest (Canada) by *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae) on plant growth. - Ecology 75: 2348–2361.
- Schiemenz P (1935) Betrachtungen über die wichtigeren Fische unserer Seenwirtschaft und allerhand fischereilicher Aberglaube, J. Neumann, Neudamm 24-25.
- Scott D, Irvine JR (2001) Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. - Fisheries Management and Ecology 7: 225-237.
- Scott WB, Crossman EJ (1973) Freshwater fishes of Canada. - Bull. Fish. Res. Board Can. 184: 1-966.
- Šefrová H, Laštůvka Z (2005) Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. - Acta Univ. Agric. Silvic. Mendel. Brun., 53(4): 151-170.
- Seifert K, Hartmann F (2000) Die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri* Günther, 1861), eine neue Fischart in der deutschen Donau. - Lauterbornia 38: 105-108.
- Shave CR, Townsend CR, Crowl TA (1994) Antipredator behaviours of a freshwater crayfish (*Paranephrops zealandicus*) to a native and introduced predator. - New Zealand Journal of Ecology 18: 1-10.
- Šíma J (2008) Právní úprava problematiky nepůvodních druhů rostlin. – Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 213–218.
- Simonović P, Paunović M, Popović S (2001) Morphology, Feeding, and Reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. - J. Great Lakes Res. 27: 281–289.
- Simonović P, Valković B, Paunović M (1998) Round goby *Neogobius melanostomus*, a new Ponto-Caspian element for Yugoslavia. - Folia Zool. 47: 305–312.
- Skelton PH (1993) A complete guide to the freshwater fishes of southern Africa. Southern Book Publishers. 388 p.
- Skóra KE, Olenin S, Gollasch S (1999) *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). p. 69-73. In S. Gollasch, D. Michin, H. Rosenthal and M. Voight (eds.) Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Logos Verlag Berlin.
- Skóra KE, Stolarski J (1993) New fish species in the Gulf of Gdańsk *Neogobius* sp. [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]. - Bull. Sea Fisheries Inst., 1(128): 83.
- Sládek J, Mošanský A (1985) Cicavce okolo nás. Vydavatelství Osveta. 288 s.
- Smirnov AI (1986) Perch-likes (gobiids), scorpionfishes, flatfishes, clingfishes, anglerfishes [in:] Fauna of Ukraine 8(5), Kiev: Naukova Dumka, 320 pp.
- Smith MW, Saunders JW (1967) Movements of brook trout in relation to an artificial pond on a small stream. - J. Fish. Res. Board Can. 24:1743-1761.
- Smolová a kol. (2010) Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Říčky (CHKO Orlické hory). – Příroda 27: 193–204.
- Spens J, Alanärrä A, Eriksson L-O (2007) Nonnative brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and the demise of native brown trout (*Salmo trutta*) in northern boreal lakes: stealthy, long-term patterns? - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64: 654-664.
- Spikmans F, van Tongeren T, van Alen TA, van der Velde G, den Camp H, Op JM (2013) High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. - Aquatic Invasions 8: 355.
- Spurný P, Mareš J, Fiala J (2000) Druhová diverzita ichtyocenózy dolního toku řeky Bečvy. - Biodiverzita ichtyofauny ČR 3: 149-154.
- Stein RA, Magnuson JJ (1976) Behavioural response of crayfish to a fish predator. - Ecology 57: 751- 761.
- Stráňai I, Andreji J (2001) Býčko riečny – (zatiaľ) posledný invázny druh z čeľede býčkovitých. - Poľovníctvo a rybárstvo 53: 43-45.
- Stráňai I, Andreji J (2004) The first report of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pisces, Gobiidae) in the waters of Slovakia. - Folia Zoologica 53: 335–338.
- Strautman IF (1972) Pitaniye i pishchevyje vzaimootnosheniya bychkov (sem. Gobiidae) Dnestrovskogo limana. - Vestnik Zoologii 4: 35-38.
- Strayer DL, Smith DR (2003) A guide to sampling freshwater mussel populations. - American Fisheries Society Monograph 8: 101.
- Sunardi AT, Manatunge J (2006) Physiological response of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, to predator cues and variation current velocity. - Aquat Ecology 41: 111-118.

- Sutherland WJ, Allport G (1991) The distribution and ecology of naturalized Egyptian Geese *Alopochen aegyptiacus* in Britain. - Bird Study 38: 128–134.
- Svátek M, Buček A (2005) Metodika hodnocení stavu a péče v maloplošných zvláště chráněných územích. – Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita, Brno.
- Takami T, Aoyama T (1999) Distributions of rainbow trout and brown trouts in Hokkaido, northern Japan. - Wildlife Conservation Japan 4: 41–48.
- Teletchea F, Fostier A, Kamler E, Gardeur J-N, Le Bail P-Y, Jalabert B, Fontaine P (2009) Comparative analysis of reproductive traits in 65 freshwater fish species: application to the domestication of new fish species. - Rev. Fish Biol. Fish. 19: 403–430.
- Teplitsky C, Plenet S, Joly P (2003) Tadpoles responses to risk of fish introduction. - Oecologia 134: 270–277.
- Teplý F (1937) Příspěvky k dějinám českého rybníkářství. Praha, Ministerstvo zemědělství, 244 pp.
- Toporčák J (2013) Risk assessment of Varroa mite (*Varroa destructor*) in Slovak Republic Univerzita veterinárskeho lekárstva a farmácie v Košiciach. 45 p. Unpulic report
- Tsipas G, Tsiamis G, Vidalis K, Bourtzis K (2009) Genetic differentiation among Greek lake populations of *Carassius gibelio* and *Cyprinus carpio carpio*. - Genetica 136: 491–500.
- Turner CR, Uy KL, Everhart RC (2015) Fish environmental DNA is more concentrated in aquatic sediments than surface water. - Biological Conservation 183: 93–102.
- Uiblein F, Jagsch A, Honsig-Erlenburg W, Weiss S (2001) Status, Habitat Use, and Vulnerability of the European Grayling in Austrian Waters. - Journal of Fish Biology 59: 223–247
- Ukkatawewat S (1984) The taxonomic characters and biology of some important freshwater fishes in Thailand. Manuscript. National Inland Fisheries Institute, Bangkok, Thajsko, 55 pp.
- ÚKZÚZ č.j. 074253/2015 ze dne 7. 8. 2015. Nařízení Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského o mimořádných rostlinolékařských opatřeních proti šíření kozlíčka *Anoplophora glabripennis*.
- Uzunova E, Zlatanova S (2007) A review of the fish introductions in Bulgarian freshwaters. - Acta Ichthyologica et Piscatoria 37: 55–61.
- Vaes-Petignat S, Nentwig W (2014) Environmental and economic impact of alien terrestrial arthropods in Europe. - NeoBiota 22:23–42.
- Valiente AG, Juanes F, Nuñez P, Garcia-Vazquez E (2007) Is genetic variability so important? Non-native salmonids in South America. - Journal of Fish Biology 71(Suppl. D): 136–147.
- van Beek GCW (2006) The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands. - Aquatic Invasions 1: 42–43.
- van Kessel N, Dorenbosch M, Spikmans F (2009) First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. - Aquatic Invasions 4: 421–424.
- van Kleunen M, Dawson W, Essl F, Pergl J, Winter M, Weber E, Kreft H, Weigelt P, Kartesz J, Nishino M, Antonova LA, Barcelona JF, Cabezas FJ, Cárdenas D, Cárdenas-Toro J, Castaño N, Chacón E, Chatelain C, Ebel AL, Figueiredo E, Fuentes N, Groom QJ, Henderson L, Inderjit, Kupriyanov A, Masciadri S, Meerman J, Morozova O, Moser D, Nickrent DL, Patzelt A, Pelser PB, Baptiste MP, Poopath M, Schulze M, Seebens H, Shu W, Thomas J, Velayos M, Wieringa JJ, Pyšek P (2015) Global exchange and accumulation of non-native plants. - Nature 525:100–103. doi: 10.1038/nature14910
- Vani MJ, Layne CD, Arnott AS (1997) 'Top down' trophic interactions in lakes: Effects of fish on nutrient dynamics. - Ecology 78: 1–20.
- Vermouzek Z, Šírek J, Stolarczyk J (2011) Výskyt a hnízdění husice nilské (*Alopochen aegyptiacus*) v České republice v letech 1979 až 2009. - Silvia 47: 68–75.
- Verreycken H, Breine JJ, Snoeks J, Belpaire C (2011) First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) in Belgium. - Acta Ichthyologica et Piscatoria, 41: 137–140.
- Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme PE, DAISIE (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. - Frontiers in Ecology and the Environment 8: 135–144.

- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems - *Ecology Letters* 14: 702-708.
- Volf F (1929) Nový druh ryb v našich vodách. - *Československý zemědělec* 11: 718-719.
- Volpe JP, Anholt BR, Glickmann BW (2001) Competition among juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*): relevance to invasion potential in British Columbia. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 197-207.
- Vostradovský J (1994) Současné druhové bohatství ryb v Labi. - *Rybářství* 12: 374.
- Vrtílek M, Reichard M (2012) An indirect effect of biological invasions: The effect of zebra mussel fouling on parasitisation of unionid mussels by bitterling fish. - *Hydrobiologia* 696: 205-214.
- Vydrová A, Lustyk P, Melichar V, Hédli R, Prach K, Bastl M, Králová T, Oušková V (2014) Monitoring evropsky významných biotopů na trvalých monitorovacích plochách v České republice. AOPK ČR.
- Waters TF (1983) Replacement of brook trout by brown trout over 15 years in a Minnesota stream: production and abundance. - *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 137-146.
- Weber E (1984) Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarben im Donauraum. - *Ost. Fischerei* 37: 63-65.
- Weber ED, Fausch KD (2003) Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1018-1036.
- Weiss S, Schmutz S (1999) Response of resident brown trout, *Salmo trutta* L., and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), to the stocking of hatchery-reared brown trout. - *Fisheries Management and Ecology* 6: 365-376.
- Welcomme RL (1988) International introductions of inland aquatic species. FAO Fish. Tech. Pap. 294. 318 p.
- Welcomme RL (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. ICES Marine Science Symposium, 194: 3-14.
- Westman K, Savolainen R, Julkunen M (2002) Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small enclosed Finnish lake: a 30-year study. - *Ecography*. 25:53–73.
- Wiesner C (2003) Eingeschleppte Meeresgrundeln in der Österreichischen Donau – Gefahren und Potenziale. - *Am Fischwasser* 2: 29-31.
- Wildekamp RH, Van Neer W, Küçük F, Ünlüsayın M (1997) First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the Asiatic part of Turkey. - *Journal of Fish Biology* 51: 858-861.
- Willis RJ, Edwards AR (1977) The occurrence of the land planarian *Artioposthia triangulata* (Dendy) in Northern Ireland. - *Irish Naturalists' Journal* 19: 112-116.
- Wilson DE, Mittermeier RA (eds.) (2009) Handbook of the Mammals of the World, vol. 1, Carnivores, Lynx Edicions (in association with Conservation International and IUCN), Barcelona, 727 pp.
- Winter M (2006) DAISIE Species Factsheet: *Procyon lotor*. V: Online database of Delivering Alien Invasive Species Inventories of Europe – DAISIE. Dostupné na: <http://www.europealiens.org/speciesTheWorst.do>
- Wiseman SW, Cooper SD, Dudley TL (1993) The effects of trout on epibenthic Odonate naiads in stream pools. - *Freshwater Biology* 30: 133-145.
- Witzel LD, MacCrimmon HR (1983) The occurrence and origin of tiger trout (*Salmo trutta* x *Salvelinus fontinalis*) in Ontario streams. - *Canadian Field Naturalist* 97: 99-102.
- Wohlgemuth E, Šebela M (1987) Střevlička východní, nový prvek evropské ichtyofauny. - *Živa* 35: 25-27.
- Yalçın-Özdilek Ş, Kirankaya ŞG, Ekmekçi FG (2013) Feeding ecology of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) in the Gelingüllü Reservoir, Turkey. - *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13: 87-94.
- Žitňan R, Holčík J (1976) On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. - *Folia Zoologica* 25: 91-95.

4 Seznam příloh

Příloha 1 – Metodika monitoringu

Příloha 2 – Metodika mapování

přílohy ostatní

- 3.1 Seznam rostlin zahrnutých v metodice mapování s rozdělením do skupin (seznam rostlin.xlsx)
- 3.2 Podmínky poskytování dat ÚHÚL a vzor dat (uhul.zip)
- 3.3 Metodika ÚKZÚZ pro monitoring (UKZUZ_monitoring invazních rostlin final 2012.pdf)
- 3.4 Vzor pro poskytování dat do NDOP s přidáním sloupců pro mapování/monitoring hmyzu (Struktura_elektronickych_dat_monitoring/mapovani.xlsx)
- 3.5 Návrh terénního formuláře pro mapování/monitoring hmyzu (Terenni_formular_monitoring/mapovani_hmyzu.xlsx)
- 3.6 Návrh terénního formuláře pro monitoring hmyzu na trvalých plochách (Terenni_formular_zakladani_trvale_monitorovaci_plochy.xlsx)
- 3.7 Příloha obecného úvodu – Invazní druhy bezobratlých s recentně hodnoceným vlivem na biodiverzitu a hospodářství v Evropě (formuláře pro monitoringy, parametry zjišťované u monitoringu plžů a mlžů, terénní formulář pro monitoring raků; prilohy_monitor_bezobr.doc)
- 3.8 Dotazník monitorovatele hmyzu (Dotaznik_monitorovatele.xlsx)