

Monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy



Certifikovaná metodika

Kateřina Berchová-Bímová, Jaroslav Červený, Marina Kadlecová, Miroslav Kopecký, Jiří Patoka, Emilie Pecharová, David Petrus, Ondřej Simon, Johana Vardarman, Martin Vojík
(autoři jsou řazeni dle abecedy)

ČZU Praha a GISAT, s.r.o.

Autorský kolektiv:

Kateřina Berchová-Bímová^a, Jaroslav Červený^b, Marina Kadlecová^a, Miroslav Kopecký^c, Jiří Patoka^d, Emilie Pecharová^a, David Petrus^a, Ondřej Simon^a, Johana Vardarman^a, Martin Vojík^{ae}

^aKatedra aplikované ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol.

^bKatedra myslivosti a lesnické zoologie, Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol.

^cGISAT, s.r.o., Milady Horákové 57, 170 00 Praha 7 – Letná.

^dKatedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol.

^eOddělení ekologie invazí, Botanický ústav AV ČR, v. v. i., Zámek 1, Průhonice

Poděkování: Metodika vznikla za finanční podpory a jako plánovaný výstup projektu TAČR TH02030523.

Abstrakt:

Metodika obsahuje postup pro monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy. V metodice je popsáno hodnocení faktorů, které by měly být zohledněny při zjišťování míry rizika rozšíření konkrétních invazních druhů do zájmových lokalit. Jednotlivé faktory, jako je typ a lokalita výskytu, vitalita populace druhu, invadovaný biotop, vektory šíření a jeho predikce jsou zahrnuty do hodnocení rizika rozšíření druhu do, popř. uvnitř, zájmové lokality. Zohledněny jsou též možnosti likvidace invazního nepůvodního druhu. Predikce budoucího šíření druhu jsou navázány na výstupy geoportálu invazních nepůvodních druhů (GEOPINS).

Metodika byla zpracována jako součást výstupů projektu TH02030523 TA ČR (www.tacr.cz). Zpracovaná metodika nezasahuje do práv jiných osob, souhlasíme s jejím volným zpřístupněním. Stejně jako další výsledky z projektu je dostupná na webových stránkách www.geoinvaze.czu.cz a na stránkách FŽP ČZU Praha.

Citace:

Berchová-Bímová, K. et al. 2019: Monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy – Metodika MŽP, Lesnická Práce, Kostelec n. Č. lesy.

Obsah

1.	Úvod a cíle metodiky	4
2.	Modelové druhy použité pro sestavení metodiky.....	9
	2.1 Skupiny druhů IAS použité pro sestavení metodiky.....	9
	2.2 Modelové druhy a odůvodnění výběru.....	10
3.	Popis postupu při hodnocení výskytu IAS v zájmové lokalitě a stanovení následného postupu	14
	3.1 Postup stanovení míry ohrožení zájmové lokality.....	14
	3.1.1 Detekce IAS a vytyčení zájmového území.....	15
	3.1.2 Hodnocení výskytu IAS.....	16
	3.1.3 Hodnocení lokality	16
	3.1.4 Hodnocení habitatu	17
	3.1.5 Hodnocení vektorů šíření.....	17
	3.1.6 Hodnocení dalšího šíření.....	20
	3.2 Likvidace.....	20
4.	Geoportál invazních nepůvodních druhů (GEOPINS)	21
	4.1 Terestriční savci.....	22
	4.2 Savci vázaní na vodní prostředí.....	22
	4.3 Bezobratlí vázaní na vodní prostředí.....	22
	4.4 Terestrické rostliny.....	22
	4.5 Vodní makrofyta.....	23
	4.6 Modelovací techniky portálu GEOPINS a technické parametry modelů.....	23
	4.6.1 Modely maximálního rozšíření.....	24
	4.6.2 Mechanistické modely.....	25
	4.7. Vyhodnocení výsledků modelů portálu GEOPINS.....	29
5.	Uplatnění metodiky a hodnocení vhodnosti pro jednotlivé druhy	34
	5.1 Terestriční savci.....	34
	5.2 Živočišné vázaní na vodní prostředí.....	34
	5.3 Terestrické rostliny.....	35
	5.4 Vodní makrofyta.....	35
6.	Závěr	36
7.	Použité zkratky	37
8.	Citovaná literatura.....	38
9.	Seznam příloh	40

1. Úvod a cíle metodiky

Šíření invazních nepůvodních druhů (IAS) je jedním z aktuálních témat ochrany přírody. Důvodem je snižování biodiverzity invadovaných porostů, změna strukturálních i funkčních vlastností ekosystémů a dopady šíření nepůvodních druhů na ekosystémové služby (Vilá et al., 2017). Šíření nepůvodních druhů napomáhají jak změny v hospodaření a přístupu lidí ke krajině jako celku, tak změny klimatu na globální úrovni a zároveň strukturální a kvalitativní změny ekosystémů na úrovni lokální (Pyšek et al., 2010). Mezi ně je možné zařadit například absence pravidelného odstraňování biomasy, změny vodního režimu, zvyšující se obsah dusíku v půdě atd. Invazní druhy se šíří ve volné krajině zejména na člověkem ovlivněná stanoviště a do přírodních a přírodě blízkých typů biotopů pronikají menší měrou (Chytrý, 2008; Kalusová et al., 2013). Přírodě blízké a přírodní biotopy jsou ohrožené invazemi v případě, kdy dojde k narušení či masivním změnám biotopu, a to jak přírodními procesy, tak lidskými aktivitami (např. Bímová et al., 2004). Mezi změny přírodního charakteru spouštějící invazní proces patří povodně, sesuvy půdy, změny živinových poměrů a podobně. Lidské aktivity spouštějící invazní proces jsou nejčastěji aktivity spojené s disturbancí půdy a současné vegetace, jako jsou stavební činnosti, stavba a údržba komunikací či lesní těžba, stejně tak turistika, ale i pohyb lidí ve volné krajině jako takový. Dalším aspektem problematiky IAS je v obecné rovině nemožnost invazní druhy odstranit ze současné krajiny (např. Pergl et al., 2016b; Háková et al., 2004). Z výzkumů vyplývá, že invazní druhy nelze likvidovat plošně na rozsáhlých územích z důvodu vysoké finanční nákladnosti a zároveň již masovému rozšíření některých invazních nepůvodních druhů (Clout et al., 2010). Ovšem z hlediska ochrany přírody a krajiny je naopak prioritou chránit před šířením nepůvodních druhů zachovalé části přírody tak, aby nedošlo k negativním a často nevratným změnám významných biotopů (Hulme et al., 2014). Prvním a v zásadě nejdůležitějším krokem je pravidelný a kvalitní monitoring šíření IAS (Pergl et al., 2016b), který umožní dle regionálního tzv. *early warning and rapid response* principu (Genovesi et al., 2013), vyhodnocení závažnosti situace a následnou optimální reakci. Z finančního hlediska je nejvhodnější likvidace malých a izolovaných porostů, které tvoří zárodek budoucí invaze nepůvodního druhu. V případech rozsáhlých již v minulosti proběhlých invazí je naopak vhodné zvážit, zda je vůbec pragmatické se o eliminaci druhu pokoušet. Z výše uvedených důvodů je vhodné vytvořit stratifikovaný systém možného přístupu založený na individuálním posouzení jak ohrožené lokality, tak biologie šířícího se nepůvodního druhu (Kumschick et al., 2015). Systém by měl mít jednoduchá a jasně stanovená pravidla, dle kterých by bylo možné bezpečně odhadnout rizika šíření nepůvodního druhu, ohrožení chráněných biotopů či organismů. Následně je vhodné stanovit postup směřující k optimálnímu řešení situace určený nejen orgánům ochrany přírody aktivně se starajícím o zvláště chráněná území ČR, ale obecně všem orgánům státní správy a samosprávy, v jejichž zájmu je ochrana před šířením invazních nepůvodních druhů. Takový systém bohužel pro území ČR – na regionální úrovni – dosud není zpracován.

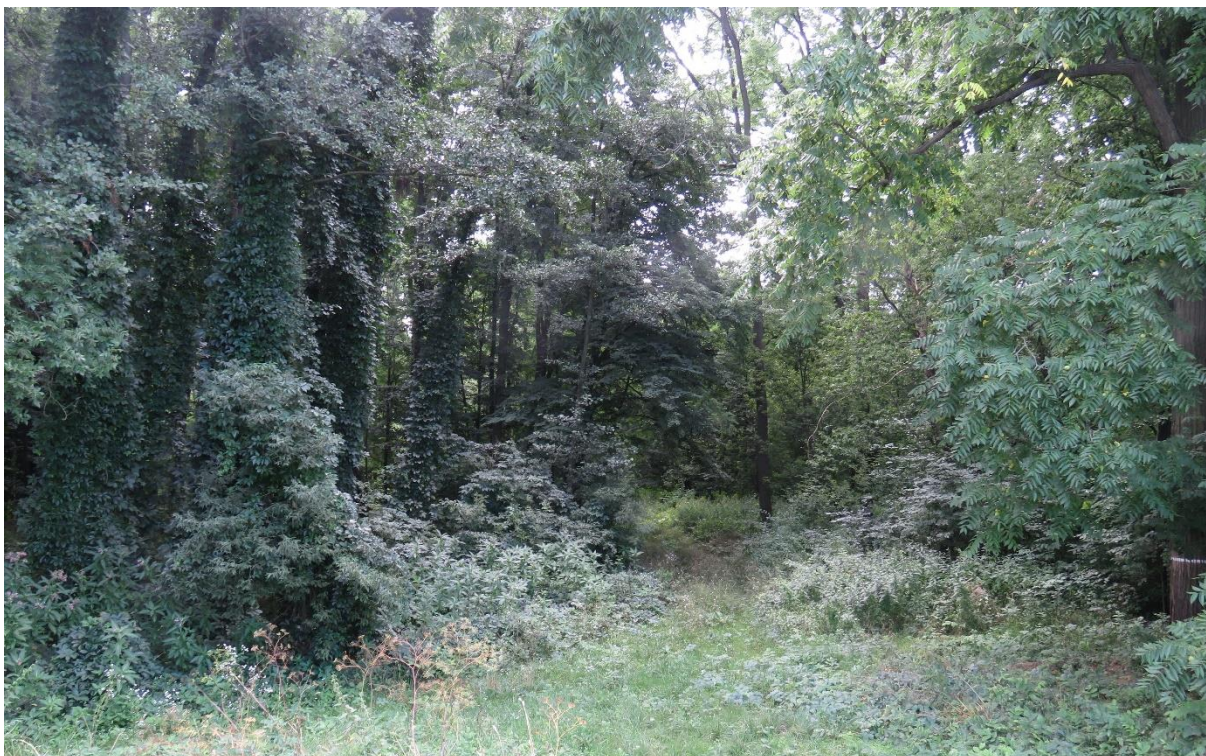
Zvláště chráněná území ČR (ZCHÚ) jsou nejzachovalejšími částmi přírody na našem území, nicméně i ta jsou ohrožena šířením invazních nepůvodních druhů. Důvodem je šíření IAS, ale paradoxně jeho šíření mohou napomáhat i samotná ochranná opatření ZCHÚ (např. absence managementu a bezzásahovost) (Mack *et al.*, 2000; Mack *et al.* Lonsdale, 2002). Územní ochrana přírody je dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a jeho prováděcích vyhláškách č. 395/1992 Sb. a 45/2018 Sb. rozdělena na ochranu velkoplošných zvláště chráněných území (VZCHÚ), kam patří národní parky (NP) a chráněné krajinné oblasti (CHKO) a na ochranu maloplošných zvláště chráněných území (MZCHÚ), mezi něž patří národní přírodní a přírodní rezervace (NPR, PR) a národní přírodní a přírodní památky (NPP, PP). Mezi chráněná území patří též lokality soustavy Natura 2000. Z hlediska ochrany chráněných biotopů před šířením IAS jde o rozsáhlá území, kde by ochrana přírody měla být zajišťována aktivním přístupem k omezování šíření IAS. Aktivní šíření široce definovaných nepůvodních druhů je již od začátku devadesátých let v zákoně č. 114/1992 Sb. legislativně upraveno: např. pro NP § 16f zakazuje „povolovat nebo uskutečňovat záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů rostlin“ a § 16i zakazuje totéž pro živočichy; pro CHKO je stejně tak zakázáno dle § 26d „povolovat nebo uskutečňovat záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů“. Obdobné ustanovení platí pro PR a NPR. Jiným případem je však naopak aktivní postup proti invazním druhům samovolně se do ZCHÚ šířícím z okolí, nebo již v něm etablovaným. Aktivní zásahy právní norma předpokládá, a např. v § 18 je vysloveně jmenuje jako přípustné i v nejpřísněji chráněných místech národních parků.

Vzhledem k odlišné povaze péče o jednotlivé typy zvláště chráněných území, není možné volit jednotný přístup, např. snažit se o celoplošnou likvidaci IAS, byť uvnitř daného ZCHÚ. Ochranné podmínky pro jednotlivé typy ZCHÚ jsou v základní podobě stanoveny zákonem č. 114/1992 Sb. a liší se pro jednotlivé kategorie MZCHÚ (§ 29 pro NPR a § 34 pro PR), v případě VZCHÚ (§ 16 pro NP, § 26 pro CHKO), pro jednotlivé zóny národních parků a chráněných krajinných oblastí. Orgán vyhlášující ZCHÚ může stanovit tzv. bližší ochranné podmínky a veškeré činnosti spojené s ochranou cenných biotopů ZCHÚ by měly být zakotveny v plánu péče daného ZCHÚ. Významnou roli při ochraně ZCHÚ před rušivými vlivy okolí má ochranné pásmo, které ovšem není součástí ZCHÚ. Z hlediska ochrany ZCHÚ před šířením invazních nepůvodních druhů jsou významné činnosti a zásahy zakotvené v plánech péče. Případná přítomnost ochranného pásma a v něm vymezené činnosti a zásahy jsou též součástí plánu péče. Úlohou orgánů ochrany přírody, potažmo Agentury ochrany přírody a krajiny, je mimo jiné zpracovávat přírodovědné a lesnické průzkumy jako podklady pro zpracování výše zmíněných plánů péče ZCHÚ, jejich součástí by měl být monitoring rozšíření IAS. Plán péče je tedy individuálním nástrojem pro aktivní ochranu vzácných a chráněných biotopů před šířením IAS (Vyhl. č. 45/2018 Sb.). Vzhledem k tomu, že při zpracování plánu péče jde v zásadě o individuální přístup k jednotlivým ZCHÚ, je zřejmé, že obecně platná pravidla přístupu k IAS je složité jednoduše formulovat. Důvodem je vysoká rozmanitost typů chráněných biotopů, ať už z důvodu ochrany biotopu samotného či biotopu coby životního prostoru pro chráněné druhy živočichů a rostlin. Dalším důvodem je různost biologie jednotlivých IAS, kdy se jednotlivé taxonomické skupiny liší v nárocích na biotopy, ale i způsobem šíření.

Přes dlouhodobý zájem odborníků (Pyšek *et al.*, 2002; Pyšek *et al.*, 2013) a pracovníků ochrany přírody nebyl dosud pro území ČR zpracován komplexní postup opatření na ochranu ZCHÚ

před šířením IAS. Studie zabývající se počtem invazních a nepůvodních druhů rostlin v chráněných územích v Evropě ukazují, že jejich počet se pohybuje mezi 2 a 5,5 % ze všech

vyskytujících se druhů v daném ZCHÚ (Pyšek et al., 2013). Publikovaná data jsou ovšem zatížena chybou způsobenou zejména různým pojetím statusu nepůvodních druhů, přičemž není rozlišeno, zda druhy vykazují invazní chování, či nikoliv. Dalším problémem je zahrnutí různých typů chráněných území s velmi odlišným managementem a v odlišných přírodních podmínkách (Foxcroft et al., 2017). Studií zabývajících se mírou invadovanosti chráněných území je poměrně málo a nemají přímý vztah k přírodě Střední Evropy (Pyšek et al. 2013). Jediná podrobnější studie z území ČR (Vardarman et al. 2018) poukazuje na míru invadovanosti vybraných Evropsky významných lokalit (EVL) soustavy Natura 2000. Studie byla zaměřena na čtyři problematické druhy vyšších rostlin (bolševník velkolepý, invazní taxony rodu křídlatka, netýkavka žláznatá a invazní druhy rodu zlatobýl), které se v rámci mapovaných území vyskytovaly v prioritních biotopech soustavy Natura 2000 v poměrně malé míře (0,3 % z celkové rozlohy mapovaných lokalit). Zvýšený výskyt mapovaných druhů byl ovšem zjištěn v okrajových zónách EVL a v okolní krajině těsně přiléhající k mapovaným lokalitám, kde invadovaná plocha zaujímala okolo 1 % z celé mapované plochy. Tento údaj koresponduje se starším údajem Pyška et al. (2002) z území ČR i dalších autorů (Braun et al., 2016). Z výše uvedeného plyne, že situace ohrožení zájmových lokalit ochrany přírody nemusí být tak závažná, což je v rozporu s přímými pozorováními lokalit ohrožených šířením IAS. Problém spočívá v tom, že jsou invazní druhy v ZCHÚ rozšířené poměrně málo z hlediska plochy, ale i tak může být dopad na jednotlivé maloplošné lokality fatální. V případě další nečinnosti, případně nekoordinovaného přístupu při nakládání s IAS a v kombinaci s měnicími se přírodními podmínkami, je možné očekávat zhoršení situace. Přírodní biotopy s převahou původních druhů se v průběhu desetiletí změny v biotopy s vysokým podílem nepůvodních druhů díky kaskádovitému efektu přítomnosti jednotlivých IAS, které mění charakter biotopu, jež je následně více otevřen šíření dalších nepůvodních druhů (Obr. 1).



Obr. 1: Lužní les na břehu řeky Moravy jižně od obce Kostelany nad Moravou. Původní jasanina je invadována ořešákem černým (*Juglans nigra*), celíkem obrovským (*Solidago gigantea*), přísavníkem popínavým (*Parthenocissus inserta*) a netýkavkou žláznatou (*Impatiens glandulifera*). Celá lokalita je též silně invadována javorem jasanolistým (*Acer negundo*), který je na snímku zakryt ořešákem černým.

Na základě současných poznatků z území ČR a okolních zemí byly pro potřeby českých orgánů ochrany přírody zpracovány metodiky týkající se monitoringu a mapování invazních (vybraných nepůvodních) druhů (Pergl et al. 2016), metodika mapování invazních druhů pomocí dálkového průzkumu (Müllerová et al. 2017), metodika eliminace a prevence šíření škeblice asijské (Douda et al. 2016) a materiály týkající se likvidace vybraných invazních druhů (AOPK, <http://invaznidruhy.nature.cz>) včetně standardů likvidace vybraných invazních druhů rostlin (Pergl et al. 2016). Z metodických postupů popisovaných ve výše zmíněných textech je možné zobecnit interpretaci dat o výskytu a poznatky o šíření jednotlivých druhů a poznatky lze shrnout následovně:

- K jednotlivým taxonomickým skupinám invazních organismů je nutné přistupovat individuálně z důvodu různého stavu současných znalostí jak míry rozšíření, tak ekologie a dopadu na invadované biotopy či nativní organismy; data o výskytu je nutné interpretovat s přihlédnutím k specifickým dané taxonomické skupiny.
- Za hlavní měřítko šíření druhů jsou brány vždy míra rozšíření, početnost a pokryvnost.
- Je vhodné stanovit prioritní druhy pro ochranu přírody s důrazem na měřítko (národní, lokální).
- Pro predikce dalšího šíření je nutná znalost nejen biologie a ekologie druhů, ale též chování IAS v krajině mimo zájmové lokality ochrany přírody. Pro predikce šíření do přírodních a přírodě blízkých biotopů je vhodné znát chování IAS v antropogenně ovlivněných biotopech a vektory šíření ve volné krajině.

- Monitoring výskytu a šíření IAS je dlouhodobý proces, ve kterém je využito jak pravidelného zjišťování přítomnosti, či nepřítomnosti IAS na lokalitách, ale i změny v početnostech a rozšíření a preference invadovaných biotopů.

Tyto zásady byly přijaty v plné míře v této metodice. Metodika monitoringu ohrožení zájmových lokalit IAS navazuje a vychází zejména z metodiky Mapování a monitoringu IAS (Pergl *et al.* 2016), kterou doplňuje o možnost využití dat o predikci šíření IAS v krajině.

Cíle metodiky

Metodika monitoringu ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy, coby výstup projektu TH02030523, si klade za cíl vytvořit jednoduché a snadno aplikovatelné postupy ochrany zájmových lokalit (zejména z hlediska ochrany přírody) před šířením vybraných IAS, které mohou sloužit k následným cíleným a efektivním zásahům proti těmto druhům. Metodika je zpracována pro modelové nepůvodní invazní druhy. Cílem metodiky je též využít možnosti predikce šíření druhů založené na znalostech biologie a ekologie jednotlivých druhů v závislosti na vlastnostech prostředí a zpracované do podoby mapových výstupů z modelů šíření. K tomu je možné využít Geoportál invazních nepůvodních druhů (GEOPINS, <http://www.geoinvaze.czu.cz>), který vznikl v rámci stejného projektu. Cílem je též zpřístupnit informace o předpokládaném dalším šíření IAS a jeho predikci orgánům státní správy (MŽP a ostatní orgány ochrany přírody) a dalším institucím státní a veřejné správy na lokální úrovni. Metodika též přispívá k implementaci systému sledování invazních druhů v rámci požadavků Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 ze dne 22. 10. 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů a Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 ze dne 11. 6. 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře.

2. Modelové druhy použité pro sestavení metodiky

2.1. Skupiny druhů IAS použité pro sestavení metodiky

Při nakládání s invazními nepůvodními druhy je sice potřebná jednotná strategie postupu (Pergl et al. 2016b), nicméně přístup k jednotlivým taxonomickým skupinám se z důvodu jejich biologie a rozšíření liší. Při zpracování metodiky byly vybrány modelové druhy, které se šíří v závislosti na měnících se podmínkách. Dalšími kritérii výběru byla dobře známá ekologie druhů a známé rozšíření v rámci ČR. Výstupy byly vytvořeny pro vybrané druhy vyskytující se ve volné krajině, mimo kultury a intravilán, a druhy s vysokým impaktem na přírodě blízká společenstva a ekosystémy. Pro potřeby metodiky byly vybírány druhy ze seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (dále jen „Unijní seznam“) (seznam druhů k nařízení EU 1143/2014), vybrané druhy Černého a šedého seznamu ČR (Pergl et al. 2016b) a některé druhy tzv. *watch listu*. Z *watch listu* byly vybrány druhy v současné době dosud nerozšířené, ale vykazující invazní chování jinde v Evropě a z ekologického hlediska potenciálně schopné se šířit na naše území. Pro potřeby metodiky byly druhy rozděleny do tzv. **funkčních skupin** (podrobný popis níže) v závislosti na obývaných habitatech, schopnosti šíření a možnosti identifikovat hlavní vektory šíření druhů. V metodice nebyly jako modelové druhy použity taxonomické skupiny suchozemských bezobratlých, ryby a ptáci. U suchozemských bezobratlých spočívá důvod v nezařazení v tom, že jednotlivé druhy zařazené na black list ČR jsou buď plošně rozšířené (vlnatka krvavá, slunéčko východní, plzák španělský), nebo nemají výrazný dopad na přírodní společenstva (štítenka zhoubná, blánatka lipová, přástevník americký, kozlíček) či z důvodu chybějících či nedostatečných dat o ekologii druhů (půdní bezobratlí, kněžice, mravenci atd.). Ptáci nebyli zařazení z důvodu jejich snadné mobility, a tudíž nemožnosti predikce šíření na lokální úrovni a též z důvodu malého impaktu na původní společenstva skupiny (Pergl et al. 2016a). Ryby nebyly zařazené jako modelové organismy z několika důvodů. Prvním a hlavním důvodem je šíření nepůvodních druhů ryb v rámci rybářského hospodaření, kdy se jak dospělí jedinci, tak násada pohybují na velké vzdálenosti a jsou záměrně vysazovány do nádrží i toků. Dalším důvodem je doprovodné šíření plevelných ryb, a to jak nezáměrné, tak jako návnada sportovních rybářů. Tyto skutečnosti způsobují to, že se nepůvodní invazní druhy ryb šíří v závislosti na lidských aktivitách, nikoli na přírodních podmínkách, a proto nejsou jako modelové druhy vhodné.

Funkční skupiny druhů

Definice funkčních skupin druhů

Pro potřeby metodiky, ale zejména tvorby modelů, byly druhy rozděleny do tzv. „funkčních skupin“ s ohledem na jejich biologii, ekologie a způsob šíření. Druhy živočichů byly rozděleny dle preferovaného prostředí výskytu na druhy terestrické a vázané na vodní prostředí. Dále pak byly druhy seskupeny dle taxonomické příslušnosti. Cévnaté rostliny byly rozděleny na

vodní a terestrické, terestrické pak na byliny a dřeviny. Pro jednotlivé funkční skupiny byl použit shodný algoritmus konstrukce map a modelů. Algoritmy tvorby modelů se liší pro jednotlivé funkční skupiny a jsou popsány v kapitole popisující technické parametry geoportálu (kap. 4).

IAS byly rozděleny do následujících funkčních skupin a jako modelové druhy byly v metodice použiti zástupci tučně vyznačených skupin druhů:

- I. **Terestriční živočichové**
 - a. ***Terestriční obratlovci - savci***
 - b. *Terestriční bezobratlí*
 - c. *Půdní bezobratlí*

- II. **Živočichové vázané na vodní prostředí**
 - a. ***Obratlovci žijící ve vodě a vázaní na vodní prostředí***
 - i. *Savci*
 - ii. *Ptáci*
 - iii. *Ryby*
 - iv. *Herpetofauna*
 - b. ***Bezobratlí žijící ve vodním prostředí***
 - i. *Hmyz*
 - ii. *Korýši*
 - iii. *Vodní měkkýši*
 - iv. *Ostatní skupiny (ploštěnky, želvušky...)*

- III. **Terestrické rostliny**
 - a. *Mechorosty*
 - b. ***Terestrické byliny***
 - c. ***Terestrické dřeviny***
- IV. **Vodní makrofyta**

2. 2. Modelové druhy a odůvodnění výběru

Terestrické druhy živočichů – savci

Jako modelové organismy byly použity invazní nepůvodní druhy savců, a to druhy jak využívané myslivecky, tak druhy do volné přírody uniklé bez dalšího záměru využití. Použity byly následující druhy: muflon evropský (*Ovis aries musimon*), jelen sika (*Cervus nippon*), mýval severní (*Procyon lotor*) a psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*). Podrobný popis biologie a ekologie druhů se zaměřením na možnosti šíření do různých typů biotopů je uveden v Příloze 1. Důraz byl kladen na možnosti hodnocení šíření, vliv na ŽP a možnosti managementu druhů. Muflon a sika nejsou druhy uvedené v „unijním seznamu“, nicméně oba druhy jsou v ČR lokálně rozšířené a mají lokálně významný dopad na ŽP. Mýval severní a psík mývalovitý jsou

druhy zařazené na „unijní seznam“, v ČR obecně rozšířené, oba druhy s významným dopadem na ŽP.

Živočichové vázaní na vodní prostředí

Obratlovci

Jako modelové druhy živočichů vázané na vodní prostředí byly vybrány tři druhy savců - nutrie říční (*Myocastor coypus*), ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*) a norek americký (*Neovison vison*); a jeden zástupce herpetofauny - želva nádherná (*Trachemys scripta*). Důraz byl opět kladen na ekologii druhů, způsob šíření a možnosti jeho predikce a dopad na ŽP. Podrobný popis je uveden v Příloze 1. Nutrie říční je druh se zatím limitovaným rozšířením a s významným dopadem na ŽP, zařazený na „unijní seznam“ IAS. Ondatra pižmová je druhem obecně rozšířeným, zařazený na „unijní seznam“, nicméně dopad na ŽP je v ČR brán jako nepříliš významný. Naopak druh je odborníky vnímán jako dobře začleněný do české přírody, nepůsobící vážné problémy. Norek americký je druh s významným dopadem na ŽP, přestože není uvedený na „unijním seznamu“. Početnost populace druhu v posledních letech stagnuje či v některých částech ČR (Vysočina) má klesající tendenci. Želva nádherná je druhem v ČR zřídka se rozmnožujícím. Je ovšem možné, že s měnícím se klimatem její rozmnožování ve volné přírodě bude častější. Je to druh zařazený na „unijní seznam“ a s významným dopadem na ŽP.

Bezobratlí

Modelové druhy ze skupiny bezobratlých lze rozdělit na dvě skupiny – koryše a vodní měkkýše. Z koryšů byli vybráni zástupci raků – rak mramorovaný (*Procambarus virginialis*), rak signální (*Pacifastacus leniusculus*), rak pruhovaný (*Faxonius limosus*), krab čínský (*Eriocheir sinensis*) a blešivec velkohrbý (*Dikerogammarus villosus*). Z vodních měkkýšů pak byly vybrány druhy slávíčka mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*), škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) a korbikula asijská (*Corbicula fluminea*). Všechny druhy raků jsou zařazeny na „unijním seznamu“ a mají velký dopad na ŽP z důvodu přenosu račích moru. Blešivec velkohrbý byl vybrán, jelikož se jedná o úspěšného invazního predátora s velkým dopadem na bentická společenstva původních druhů bezobratlých živočichů. Druhy měkkýšů byly vybrány z důvodu jejich vlivu na vodní společenstva. V případě škebličky mnohotvárné se jedná o druh s velkými populacemi, který na některých místech Evropy působí významné škody; v ČR, kde se již blíží okraji svého areálu, jsou však negativní efekty spíše lokální. Korbikula asijská se v současné době na naše území rychle šíří, vytváří extrémně početné lokální populace a negativní efekty na vodní společenstva nelze vyloučit. V případě škeblice asijské se také jedná o aktuálně se silně šířící druh s potenciálně významnými škodami. Pro tento druh byl již v roce 2015 MŽP objednan speciální metodický dokument (Douda et al. 2016).

Podrobný popis biologie a ekologie druhů živočichů včetně hlavních způsobů a limitů šíření je popsán v Příloze 1. Rozšíření a predikce pro druhy v příloze jsou zpracovány na geoportálu biologických invazí (GEOPINS).

Terestrické rostliny

Z terestrických rostlin byla vybrána největší skupina modelových druhů, jelikož díky jejich ekologii a způsobu šíření a možnostem likvidace jsou jako modelová skupina nejvhodnější. Pro potřeby metodiky byly rozděleny na byliny a dřeviny, dále pak na druhy s vysokým dopadem na přírodní společenstva a druhy invazní bez vysokého dopadu na invadovaná společenstva.

Mezi **modelové druhy bylin s vysokým dopadem** na invadovaná společenstva byly zařazeny: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) (zařazený na „unijní seznam“), invazní taxony rodu křídlatka *Reynoutria* spp., netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) (zařazená na „unijní seznam“), invazní taxony rodu zlatobýl (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*), kustovnice cizí (*Lycium barbarum*), přísavník popínavý (*Parthenocissus inserta*), invazní druhy rodu astříčka (*Symphyotrichum* sp.) a lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*). Výše jmenované druhy jsou na území ČR značně rozšířené, nebo lokálně silně rozšířené a šíří se do přírodě blízkých společenstev v zájmu ochrany přírody.

Mezi **modelové druhy bez vysokého dopadu** na invadovaná společenstva byly zařazeny druhy buď méně rozšířené, nebo invadující zejména člověkem ovlivňovaná stanoviště (např. šrucha zelná (*Portulaca oleracea*), kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*), třapatka dřípátá (*Rudbeckia laciniata*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*) a další.

Úplný seznam modelových druhů je uveden v Příloze 2, kde je též podrobný popis biologie, ekologie a způsobů šíření jednotlivých druhů.

Z invazních **dřevin** byly do skupiny **s vysokým dopadem** na přírodní společenstva zařazeny druhy jak využívané v lesním hospodářství: akát bílý (*Robinia pseudaccacia*), borovice vejmutovka (*Pinus strobus*), dub červený (*Quercus rubra*); tak druhy primárně pěstované jako okrasné pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) (zařazený na aktualizovaný „unijní seznam“).

Do skupiny modelových **druhů bez vysokého dopadu** na invadovaná společenstva byly zařazeny druhy: zimolez kozí list (*Lonicera caprifolium*), škumpa orobincová (*Rhus typhina*), mahonie cesmínolistá (*Mahonia aquifolium*), tavola kalinoslistá (*Physocarpus opulifolius*), svída výběžkatá (*Cornus sericea*), třešeň myrobalán (*Prunus cerasifera*). Tyto druhy jsou buď rozšířené málo, nebo invadují spíše člověkem ovlivněná stanoviště a v zájmových biotopech jsou rozšíření málo a nemají vážný dopad na přírodní společenstva (nebo pouze na některé specifické biotopy, jako je tomu u svídy krvavé).

Úplný seznam modelových druhů dřevin je uveden v Příloze 2, kde je též podrobný popis biologie, ekologie a způsobů šíření jednotlivých druhů. Rozšíření a predikce pro druhy v příloze jsou zpracovány na geoportálu biologických invazí (GEOPINS).

Vodní rostliny

Z vodních makrofyt byly vybrány dva druhy rodu s odlišnou ekologií a mírou rozšíření v ČR. Vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*) je druh v ČR hojně rozšířený, v současné době jsou výskyty vázány spíše na strouhy a náhony, popř. na tůně, včetně nově revitalizovaných. Celkově se jeví v ČR jako stabilizovaný druh, ve vodních nádržích zjevně na ústupu. Vodní mor americký (*Elodea nuttallii*) je problematickým druhem např. ve Velké Británii, nicméně u nás jsou výskyty spíše ojedinělé. Druh na území ČR nejeví výrazné tendence šíření, což ale nemusí platit s měnícími se podmínkami prostředí a druh se může začít šířit.

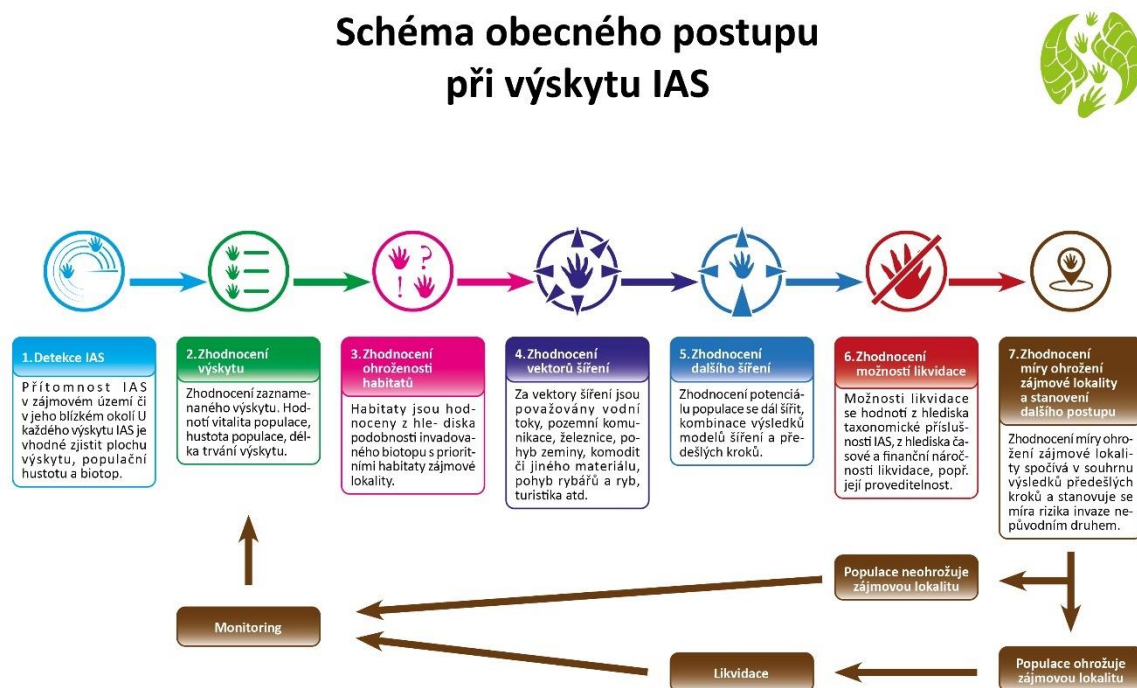
Mezi silně invazní druhy, které dosud nejsou na území ČR rozšířeny z důvodu vymrzání, patří tokolzelka vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*). Tyto druhy jsou z ČR doloženy pouze z několika málo lokalit, nicméně v případě změny klimatu či rozšíření se do lokalit s celoročně ohřívanou vodou (např. v okolí výpustí z elektráren) je rozšíření možné.

Podrobný popis druhů je uveden v Příloze 2, kde je též podobný popis biologie, ekologie a způsobů šíření jednotlivých druhů. Rozšíření je zpracováno na geoportálu biologických invazí (GEOPINS).

Druhy nezpracovávané v rámci metodiky

Z metodiky byly vyjmuty druhy, které se v ČR vyskytují buď velmi málo a mají velmi malý environmentální dopad, nebo netvoří stálé populace. Zároveň nebyly zpracovány vyskytující se po celém území ČR celoplošně, na mnoha různých stanovištích a likvidace je de facto nemožná. Jde např. o druhy pcháč rolní (oset) (*Cirsium arvense*) či ořešák královský (*Juglans regia*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) a další druhy s podobným výskytem. Dále nejsou zahrnuty druhy, které sice mají vysoký impakt (např. ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*), ale jejich populace jsou v čase nestálé a výskyt je závislý na náhodných faktorech. Dále v metodice nejsou zahrnuty druhy, jejichž výskyt nezávisí na podmínkách prostředí, ale spíše na lidských aktivitách, tedy všechny formy kultur. Pod tímto pojmem jsou zahrnuty plantáže, chovy v oborách, zájmové chovy ve volné přírodě atd.

3. Popis postupu při hodnocení výskytu IAS v zájmové lokalitě a stanovení následného postupu



Obr. 2: Schéma postupu při vyhodnocení situace výskytu IAS v zájmové lokalitě a stanovení následného postupu.

3.1 Postup stanovení míry ohrožení zájmové lokality

Popis jednotlivých kroků schématu:

1. Detekce IAS

Přítomnost IAS v zájmovém území či v jeho blízkém okolí (viz Vytyčení zájmového území) je možné zjistit z výsledků terénních průzkumů v rámci mapování či pravidelného monitoringu lokalit (Pergl et al. 2016). Využít lze i data získaná pomocí DPZ (Müllerová et al. 2017) či databází výskytu druhů (NDOP AOPK, Pladias, BioLibb et al.). Tyto výskyty je však vhodné ověřit terénním průzkumem z důvodu správné identifikace druhu. U každého výskytu IAS je vhodné zjistit plochu výskytu, denzitu výskytu a invadovaný habitat.

2. Zhodnocení výskytu

Zhodnocení zaznamenaného výskytu je důležitým výchozím bodem pro další kroky. Hodnotí se zejména vitalita populace, počet jedinců/denzita populace, délka trvání výskytu: první nález, efemerní nález, nález potvrzený z několika zdrojů, opakující se nález. U nálezů

potvrzených z několika zdrojů a opakovaných nálezů je riziko dalšího šíření vysoké, u ostatních dvou možností nízké.

3. Zhodnocení ohroženosti habitatů

Biotopy jsou hodnoceny z hlediska podobnosti invadovaného habitatu s prioritními habitaty zájmové lokality. V případě vysoké podobnosti či shody je míra pravděpodobnosti rozšíření IAS do zájmové lokality vysoká, v opačném případě nízká či zanedbatelná.

4. Zhodnocení vektorů šíření

Za vektory šíření jsou považovány přírodní či antropogenní hybné procesy přítomné v zájmové lokalitě. Za vektory šíření jsou považovány vodní toky, pozemní komunikace, železnice, pohyb zeminy, komodit či jiného materiálu, pohyb rybářů a převozy ryb, turistika atd. V případě přítomnosti vektoru šíření směrem k prioritním biotopům zájmové lokality se riziko šíření IAS zvyšuje.

5. Zhodnocení dalšího šíření

K zhodnocení možností dalšího šíření je vhodné použít výsledky z předešlých kroků a výsledky modelů šíření, a to jak celkového možného rozšíření (SDM), tak mechanistického modelu na lokální úrovni. Interpretace výsledků modelů šíření (za využití portálu GEOPINS) je popsána v kapitole 4.

6. Zhodnocení možností likvidace

Možnosti likvidace se hodnotí z hlediska taxonomické příslušnosti IAS (u některých taxonomických skupin se likvidace neprovádí, nebo není efektivní), z hlediska časové a finanční náročnosti likvidačních zásahů a předpokládaných vedlejších škod.

7. Zhodnocení míry ohrožení zájmové lokality a stanovení dalšího postupu

Zhodnocení míry ohrožení zájmové lokality spočívá v souhrnu výsledků hodnocení v předešlých krocích. Pokud je míra rizika šíření druhu zhodnocena jako vysoká alespoň ve dvou krocích (zejména v krocích 3 a 4), je vhodné přistoupit k likvidaci IAS. V případě, že likvidace není možná z důvodu taxonomické příslušnosti IAS či jiných důvodů (např. etických), je třeba přistoupit k alternativním krokům vedoucím ke snížení vitality či početnosti populace IAS (např. odchyt či sběr a následný převoz do chráněných chovů). Vždy je však nutné lokalitu monitorovat.

3.1.1 Detekce IAS a vytyčení zájmového území – schéma krok 1

Zjištění přítomnosti invazního druhu v zájmovém území je prvním krokem pro další postup (viz popis schématu). Každý výskyt je vhodné zaznamenat pomocí nástrojů GIS a takto získané podklady vložit do databází výskytů (NDOP AOPK).

Zájmové území je pro potřeby metodiky bráno jako samotná zájmová lokalita (např. ZCHÚ) a její širší okolí. Z předešlých výzkumů (Vardarman et al. 2018) se ukázalo jako relevantní pro hodnocení ohrožení zájmové lokality šířením IAS okolí, tzv. „nárazníková zóna“, v pásu o šířce 1 km od hranic zájmové lokality. Toto stanovení je však arbitrární, jelikož šíření druhů závisí jak na biologických vlastnostech samotného invazního druhu, tak na charakteru krajiny a habitatů v okolí zájmové lokality. Z těchto důvodů může být hodnocené okolí

v některých případech větší, v jiných naopak menší. Nebo např. pro vybrané biotopy širší (např. vodní toky) a pro ostatní výrazně užší. Vytyčení zájmového území závisí na lokálních podmínkách. Vytyčení zájmového území je vhodné provádět pomocí nástrojů GIS.

3.1.2 Hodnocení výskytu IAS – schéma krok 2

U zhodnocení výskytu IAS je důležitou složkou hodnocení biologie druhu. Zejména je důležité hodnotit výskyt z hlediska dalšího šíření, tj. zda se druh na lokalitě rozmnožuje a jakým způsobem (vegetativně, generativně), u generativně se šířících druhů pak, zda se vyskytují samičí rozmnožující se jedinci. Dále je vhodné zjistit, zda na lokalitě vzniká životaschopné potomstvo a jaké je jeho přežívání. Tímto způsobem stanovit vitalitu populace IAS.

3.1.3 Hodnocení lokality výskytu IAS – schéma krok 3

Hodnocení lokality výskytu IAS je zaměřeno zejména na vztah k zájmovému území, dále pak ve vztahu k vektorům šíření a z hlediska vzdálenosti od prioritních biotopů zájmové lokality. Pokud se IAS vyskytuje v zájmovém území (uvnitř ZCHÚ), je riziko dalšího šíření vysoké a lokalitu je nutné vyhodnotit jako prioritní. Dále pak je nutné zvážit, v jaké části zájmového území se lokalita vyskytuje. U maloplošných ZCHÚ je výskyt uvnitř ZCHÚ vysoce rizikový, zejména pokud jde o výskyt v jádrové části (core area). V okrajových částech a na hranicích MZCHÚ je výskyt hodnocen jako rizikový. U velkoplošných ZCHÚ závisí míra rizika dalšího šíření IAS na zóně výskytu. Výskyty v první a druhé zóně jsou hodnoceny jako vysoce rizikové, ve třetí jako rizikové a ve čtvrté zóně jako ohrožující možným šířením (nízké riziko). V případě výskytu IAS v okolí zájmového území, tedy tzv. nárazníkové zóně (buffer zone), případně v ochranném pásmu, pokud je vyhlášeno, je výskyt hodnocen jako ohrožující možným šířením (nízké riziko). Pro hodnocení výskytu IAS z hlediska lokality je možné využít portál GEOPINS.

U výskytů, vyhodnocených jako z hlediska lokalizace vysoce rizikové, je vhodná okamžitá likvidace IAS a následný monitoring lokality. U výskytů, vyhodnocených jako středně rizikové, je vhodná likvidace IAS, ovšem není hodnocena jako prioritní. V tomto případě záleží na vyhodnocení rizika z hlediska vektorů šíření a biotopů. Pokud je v některém z těchto kroků vyhodnocen výskyt jako vysoce rizikový, je nutná likvidace a následný monitoring. Výskyty vyhodnocené jako ohrožující možným šířením je opět nutné kombinovat s hodnocením v dalších krocích. Pokud je některý z následných kroků pro daný výskyt vyhodnocen jako vysoce rizikový, je likvidace vhodná. V ostatních případech je nutný pravidelný monitoring šíření IAS a opakování hodnocení rizikovosti výskytu.

Stupeň ohrožení	Příklady lokalit	Doporučení
Vysoké riziko	MZCHÚ, první a druhá zóna VZCHÚ, jádrová zóna EVL	Likvidace, monitoring
Střední riziko	Okrajové části MZCHÚ, třetí zóna VZCHÚ, okrajové části EVL	Likvidace vhodná, monitoring
Zanedbatelné riziko	Nárazníková zóna v okolí zájmové lokality, čtvrtá zóna VZCHÚ	Monitoring

Popis příkladu invaze *H. mantegazzianum* a *Solidago* sp. v NPR Soos je uveden v Boxu 1.

3.1.4 Hodnocení habitatu výskytu IAS – schéma krok 4

Hodnocení výskytu IAS z hlediska habitatů se provádí s ohledem na prioritní biotopy zájmového území z hlediska ochrany přírody (nemusí být shodné s biotopy v soustavě Natura 2000, ty jsou považovány za prioritní vždy). Za prioritní habitaty jsou považovány takové, které jsou uvedeny v Plánu péče ZCHÚ či v Souboru doporučených opatření EVL jako předmět ochrany nebo jsou obývané organismy, které jsou předmětem ochrany ZCHÚ. Hodnotí se podobnost výskytu IAS s prioritními habitaty. Podrobný postup je popsán v Boxu 1. V případě shody je výskyt hodnocen jako vysoce rizikový. V případě vysoké podobnosti habitatů z hlediska abiotických podmínek (např. IAS se vyskytuje v pobřežní vegetaci a prioritním biotopem ZCHÚ je mokřad či lužní les), je výskyt vyhodnocen jako rizikový. Zde se výskyt hodnotí v kombinaci s hodnocením vektorů šíření shodně jako v případě hodnocení lokality výskytu IAS (kap. 2.4.). V případě vysoké odlišnosti invadovaného biotopu od prioritních habitatů zájmového území, je výskyt vyhodnocen jako ohrožující dalším šířením (nízké riziko). Pro hodnocení z hlediska biotopu výskytu je možné využít podklady AOPK (Výsledky mapování biotopů soustavy Natura 2000 a SMARAGD, KVES ČR), plány péče ZCHÚ, Soubory doporučených opatření pro EVL a výsledky odborných studií zpracovaných pro dané zájmové území.

U výskytů, hodnocených jako vysoce rizikové, je nutná u rostlin okamžitá likvidace IAS, u živočichů pouze tehdy, je-li technicky proveditelná bez poškození biotopu a chráněných společenstev. U výskytů, hodnocených jako rizikové, je vhodné posouzení v kombinaci s dalšími kroky, zejména z hlediska vektorů šíření. V ostatních případech postačí monitoring šíření IAS a v případě rozšiřování druhu provedení opětovného hodnocení rizika šíření. Stejně tak je vhodné postupovat pro lokality vyhodnocené jako ohrožené dalším šířením.

Stupeň ohrožení	Invadované habitaty ve vztahu k chráněným	Doporučení
Vysoké riziko	Habitaty shodné	Likvidace, monitoring
Střední riziko	Habitaty podobné z hlediska abiotických podmínek, typu vegetace atd.	Likvidace vhodná, monitoring
Zanedbatelné riziko	Habitaty odlišné	Monitoring

3.1.5 Hodnocení výskytu IAS z hlediska vektorů šíření – schéma krok 5

Při hodnocení výskytu IAS z hlediska vektorů šíření je nutné znát jak biologii druhu a způsob rozmnožování, tak i způsob šíření druhu (u živočichů bariéry šíření, u rostlin naopak možné způsoby šíření jejich propagulí). Z hlediska rozšiřování invazních druhů byly vyhodnoceny jako vysoce rizikové vektory šíření přítomnost vodního toku, přítomnost komunikací, pohyb mechanizace různého typu, turismus, přítomnost zahrádkářských kolonií a chatových osad. Vodní toky způsobují u rostlin zrychlené šíření propagulí směrem po proudu a při povodních

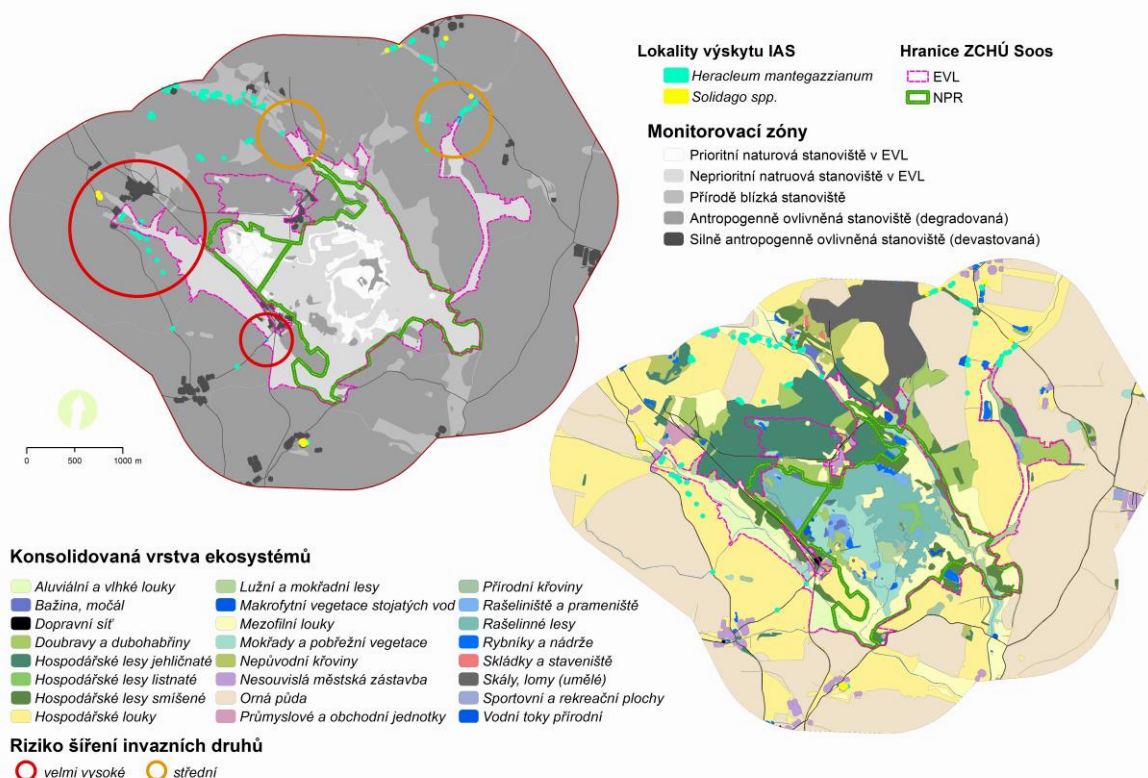
do záplavových zón. U živočichů slouží vodní tok jako koridor (živočichové vázaní na vodní prostředí), a to jak po proudu, tak proti němu. U některých druhů ale naopak vodní tok působí jako bariéra (např. pro muflona evropského). Komunikace usnadňují šíření rostlin podél komunikací, a to zejména železniční tratě, silnice a lesní cesty. Pro živočichy mohou sloužit jako koridory (komunikace nižších tříd a cesty), stejně tak jako bariéry (železnice, komunikace vyšších tříd). U živočichů je vliv na šíření malý, či naopak negativní (rušení). Přítomnost zahrádkářských kolonií a chatových osad je rizikové zejména v přímé návaznosti na ZCHÚ, přestože nejsou typickými vektory šíření. Důvodem pro zařazení do této části hodnocení je, že často fungují jako centra výskytu IAS a druhy se šíří z těchto center všemi směry. Jejich přítomnost je hodnocena zejména pro invazní druhy rostlin jako riziková. Zvláštním případem je pak pohyb rybářů a přesun ryb a rybích násad. Tento pohyb je zcela nepredikovatelný a velmi často je vektorem šíření propagulí IAS. Z popisu hlavních vektorů šíření je zřejmé, že není možné vytvořit jednoduchý postup hodnocení a jednotlivé výskyty IAS je třeba hodnotit individuálně v závislosti na taxonu IAS. Obecně lze však říci, že pro rostliny je přítomnost některého z vektorů šíření riziková vždy. Živočichy je třeba posuzovat jednotlivé vektory šíření v souvislosti s posuzovaným druhem IAS.

Stupeň ohrožení	Vektor šíření	Doporučení
Vysoké riziko	Vodní tok, komunikace, turismus, rybářství, pohyb techniky, přesuny zeminy, zahrádkářské a chatové kolonie uvnitř zájmové lokality	Likvidace, monitoring
Střední riziko	Vodní tok, komunikace, turismus, rybářství, pohyb techniky, přesuny zeminy, zahrádkářské a chatové kolonie v nárazníkové zóně	Likvidace vhodná, monitoring
Zanedbatelné riziko	Nepřítomnost vektoru šíření	Monitoring

Box 1.

Příklad hodnocení lokalizace, ohroženosti biotopů a vektorů šíření v NPR a EVL Soos

Na základě současných výskytů bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a zlatobýlů (*Solidago canadensis* a *S. gigantea*), podkladové vrstvy KVES a vymezení NPR a EVL Soos byla vyhodnocena ohroženost prioritních biotopů. Data byla získána terénním průzkumem plochy NPR a EVL a jejich nárazníkové zóny (viz mapa). Prioritní z hlediska ochrany přírody jsou na Soosu tvrdé vody s benthickou vegetací parožnatek, přirozené eutrofní nádrže, jezera a tůň, přechodová rašeliniště a třasoviště, prolákliny na rašelinném podloží, vnitrozemské slané louky, rašeliné lesy a jasanovo-olšové lužní lesy. Ohrožení habitatů se určuje dle podobnosti habitatů invadovaných relevantními IAS dle kategorií KVES a biologie druhů (Příloha 1). Invazí nepůvodních druhů jsou ohrožené zejména slané louky, ostatní typy prioritních biotopů pak v menší nebo minimální míře. Z hlediska dalšího šíření IAS byly jako nejrizikovější vyhodnoceny výskyt na okrajích EVL v přírodě blízkých stanovištích mezofilních luk díky vysoké míře podobnosti s prioritním biotopem – v mapě označeno červenými kruhy. Jako druhá riziková oblast byly vyhodnoceny výskyt na antropogenních stanovištích v těsné blízkosti přírodě blízkých stanovišť na okraji či v okrajové zóně EVL – na mapě označené oranžovými kruhy. V obou těchto typech lokalit je míra rizika šíření velmi vysoká a je doporučena okamžitá likvidace invazního druhu. Vektory šíření jsou zde cesty a vodní toky. Přednostně by měla být pozornost věnována lokalitám vyznačených červenými kruhy. Ostatní lokality výskytu IAS byly vyhodnoceny z hlediska polohy vůči prioritním biotopům ochrany přírody jako rizikové, lokality ležící na okraji mapované plochy pak jako málo rizikové. Území NPR není dosud invazí zasaženo, nárazníkovou zónu v tomto případě tvoří plošně rozsáhlejší EVL.



3.1.6 Hodnocení dalšího šíření IAS – schéma krok 6

Zhodnocení dalšího šíření IAS je kombinací výsledků z předešlých kroků. K dalšímu posouzení je vhodné využít výsledky modelů predikce šíření portálu GEOPINS (viz kapitola 3); pro zevrubné posouzení rozšíření modely maximálního možného rozšíření založené modelování predikce výskytu druhů (SDM), pro predikci lokálního šíření výsledky mechanistických modelů s využitím nástrojů GIS.

3.2 Likvidace

Možnost likvidace se posuzuje pro daný druh z několika hledisek (podrobný popis hledisek a postup likvidace je v souladu s Berchová-Bímová et al. 2019):

- z hlediska obecné proveditelnosti likvidace druhu
- z hlediska účinnosti likvidačního zásahu
- z hlediska finanční nákladnosti
- z hlediska likvidace IAS na invadovaný biotop a možnosti jeho obnovy

Obecná proveditelnost likvidace

Míra proveditelnosti likvidace je u různých taxonomických skupin odlišná. Obecně je poměrně problematická u obratlovců. Důvodem je jednak etické hledisko, kdy usmrcování živočichů na lokalitě není přípustné (kromě myslivecky využívaných druhů) a z toho důvodu se volí většinou metoda odchytu a následného převezení živočichů do zajetí nebo následná řízená likvidace. Největším problémem je nemožnost likvidace celých populací, kdy velkou roli hraje skrytý způsob života většiny invazních živočichů (mýval severní, psík mývalovitý). Z toho důvodu je nutné posuzovat jednotlivé druhy individuálně. Pro potřeby metodiky jsou uvedeny způsoby likvidace v Příloze 1.

Likvidace živočichů

Likvidace živočichů je obecně poměrně složitá z etických důvodů a z důvodu technické realizace. Druhy savců jsou likvidovány většinou v režimu mysliveckého hospodaření, na území ČR zřídka probíhá cílená likvidace nepůvodních druhů savců (potažmo i obratlovců obecně). Lokálně jsou prováděny likvidační zásahy s cílem snížení počtu jedinců na dané lokalitě. Příkladem poměrně úspěšné likvidace celých populací druhů je eradikace nutrie říční v USA či v Británii, kdy se z provedených zásahů ukázalo, že absolutní likvidace byla možná pouze u malých a poměrně izolovaných populací (Genovesi et al., 2013), nicméně v případě odchytu a odstřelu je možná likvidace až 80 % populací (Burnam et Mengak 2007).

Likvidace bezobratlých je silně závislá na biologii druhu. U raků dosud žádná z používaných eradikačních metod (mechanická – pasti, chemická – jedy, biologická – predátoři) není stoprocentně účinná. Jednou z účinných metod by mohlo být vypuštění celé nádrže, což však lze pouze u umělých uzavřených systémů (příkladem může být eradikační zásah proti raku

mramorovanému v Parku přátelství na Proseku, kdy celý systém nádrží byl vypuštěn a vyvápněn; účinnost tohoto postupu je však některými odborníky zpochybňována). Likvidace měkkýšů ve vodních tocích je obecně vyloučena. V případě nádrží je teoreticky možná, pouze však za cenu zničení biotopu. V ZCHÚ proto obvykle nepřichází v úvahu. V antropogenních vodních nádržích nebo umělých kanálech či potrubích (v blízkosti ZCHÚ) lze uvažovat o delším úplném vysušení nádrže, pokud se v ní nevyskytují chráněné nebo cenné druhy nebo užití specificky toxických suspenzí (Aldridge et al. 2006). Zásadní je však zachycení začátku invaze (Aldridge et al. 2014, Lorencová et al. 2015).

Likvidace rostlin

Likvidace rostlin je oproti likvidaci invazních živočichů jednoduchá, snadno aplikovatelná a často prováděná. Standardy likvidace pro vybrané druhy rostlin popisují jednak možné způsoby likvidace, jejich finanční i časovou náročnost (Pergl et al. 2016). Posouzení možností a proveditelnosti likvidace doporučujeme dle této publikace. Pro druhy nezahrnuté ve výše zmíněných standardech doporučujeme hodnotit dle příbuzných druhů a případně dle publikovaných prací. Pro jednotlivé druhy jsou nejčastěji používané metody likvidace a jejich účinnost popsány v Příloze 1.

4. Geoportál invazních nepůvodních druhů (GEOPINS)

Geoportál invazních nepůvodních druhů (GEOPINS) zobrazuje pro každou funkční skupinu jiné výstupy, které závisejí na několika různých faktorech. V první řadě je to dostupnost dat o výskytu (současném a historickém) pro daný invazní nepůvodní druh. Dalším faktorem je ekologie a rozšíření druhu, která je druhově a skupinově specifická. Např. pro druhy bez specifických nároků na biotop nebo celoplošně rozšířené nebyly modely provedeny, pro druhy vázané na vodní toky byly zahrnuty bariéry na tocích, které brání rozšíření atd.

Interpretace mapových výstupů geoportálu jsou popsány v kap. 4.7, použití je pak v zásadě dvojího typu:

1. Výstupy z modelů maximálního možného rozšíření pomocí modelovacího nástroje BIOMOD ukazují predikce výskytů na základě současného rozšíření a environmentálních charakteristik současných lokalit výskytů. Pro každý modelovaný druh byly použity tři různé algoritmy (GBM, GAM, MAXENT), jejichž výsledky je nutné kombinovat. Důvodem je to, že všechny modelovací přístupy mají své limity a zjednodušují reálnou situaci, každý algoritmus ovšem jiným způsobem. Proto se výstupy z jednotlivých modelů mírně liší. Predikce slouží k určení potenciálně nebezpečných druhů na regionální škále a k odhadu, zda jsou podmínky zájmové lokality pro výskyt daného IAS vhodné. V případě, že se výsledky modelů shodují na pozitivní odpovědi, tedy že podmínky v zájmovém území jsou vhodné, je vhodné daný druh IAS zahrnout do monitoringu a dbát zvýšené opatrnosti při jeho výskytu v okolí zájmové lokality, v intravilánu v dosahu zájmové lokality atd.

2. Výstupy z mechanistických modelů lokálního rozšíření. Ty mají za úkol na lokální škále ukázat rychlost a možnosti šíření konkrétního druhu do jednotlivých biotopů. Na základě výskytů je možné sledovat krátkodobý, střednědobý a dlouhodobý horizont predikce. Výstup je silně závislý na vstupních datech o současném výskytu, proto je možné, že v případě chybného vstupu (chybějící výskyt, chybný výskyt) se pro konkrétní lokalitu nebudou výsledky zcela shodovat s reálnou situací v terénu. Nicméně obecně lze říci, že výstup může sloužit k naplňování jednotlivých kroků a odhadu vývoje šíření druhu do zájmové lokality.

4.1. Terestriční savci

Pro skupinu terestrických savců geoportál zobrazuje pouze mapy rozšíření, jelikož studované druhy mají širokou ekologickou niku, jejich výskyt v zásadě není omezen nadmořskou výškou ani jinými environmentálními faktory a je v rámci ČR celoplošný.

4.2. Savci vázaní na vodní prostředí

Z této funkční skupiny jsou modely vytvořeny pro druh nutrie říční (*Myocastor coypus*) (Příloha 3). Jde o druh vázaný na vodní toky nížin a středních poloh a jeho výskyt je omezen nadmořskou výškou, respektive počtem mrazových dní. Zároveň modely pro tento druh mají smysl, jelikož druh není celoplošně rozšířen, jako např. norek americký (*Neovison vison*) či ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*). Pro tyto druhy, norka amerického a ondatru pižmovou, byl zvolen stejný přístup jako pro terestrické savce.

4.3. Bezobratlí vázaní na vodní prostředí

Pro bezobratlé vázané na vodní prostředí byl zvolen dvojí přístup v modelování – za použití bariér pro druhy, které bariéry nejsou schopné překonat a existuje dostatek dat o současném rozšíření (korbikula asijská (*Corbicula fluminea*) a škeblice východní (*Sinanodonta woodiana*) a bez použití bariér pro druhy, které jsou schopné překážku překonat po souši (raci). Příklad výstupu modelů pro korbikulu asijskou je uveden v Příloze 3.

Modely byly vytvořeny též pro želvu nádhernou (*Trachemys scripta elegans*), nicméně zde mají velmi omezenou interpretační schopnost pro malý počet lokalit současného výskytu s rizikem rozmnožení.

4.4. Terestrické rostliny

Pro terestrické rostliny, pro které existuje dostatek záznamů o současném výskytu, byly vytvořeny oba typy modelů. Interpretace výstupu je silně ovlivněna aktuálností vstupních dat o výskytech. Příklad výstupu modelů pro bolševník velkolepý je uveden v Příloze 3.

4.5. Vodní makrofyta

Vodní makrofyta jsou uvedeny pouze mapy současného výskytu a výstupy modelů obojího typu byly vyhodnoceny jako velmi málo vypovídající. Důvodem je způsob šíření druhů, kdy druhy jsou vázány zejména na vodní nádrže bez specifických vlastností (vodní prostředí obecně je poměrně homogenní), a tudíž je výskyt dle charakteristik prostředí neprediktabilní.

4.6 Modelovací techniky portálu GEOPINS a technické parametry modelů

Vstupní data o výskytu druhů

Mapy současného výskytu jednotlivých druhů byly vytvořeny jako kompilát vlastních a již publikovaných dat. Jako základní datový vstup byla použita databáze NDOP AOPK ČR, doplněná o další publikované zdroje a vlastní publikovaná (Berchová et al. 2017, 2018 a 2019, Patoka et al. 2016) a jinde nepublikovaná data. Mapy byly vytvořeny na základě přesných lokalit výskytu druhů generalizované na lokalizace nálezů v mapovací síti středoevropského síťového mapování s přesností čtvrtiny základního pole, tj. kvadrantu. Zahrnuty jsou však i záznamy uložené v databázi pouze s přesností základního pole (tj. 6' zeměpisné šířky × 10' zeměpisné délky, což v úrovni 50. rovnoběžky přibližně odpovídá území 12,0 × 11,1 km). Záznamy lokalizované pomocí souřadnic byly pro účely této prezentace přepočteny na kvadranty síťového mapování. Vstupními daty jsou vedle dat z nálezové databáze AOPK a dále vrstvy definující podmínky prostředí s ohledem na šíření daného druhu – ať už z pozitivního (podmínky vhodné pro šíření) nebo negativního (podmínky omezující šíření) pohledu.

Vrstvy definující podmínky použité při modelování:

- Konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES), kde jednotlivým typům ekosystémů byly přiřazené váhy, zohledňující vhodnost pro šíření daného druhu
- Vrstva nadmořských výšek (DMT), odvozená z dat SRTM DEM
- Vrstva komunikací převzatá z Open Street Maps databáze (OSM)
- Vrstva vodních toků odvozená z KVES

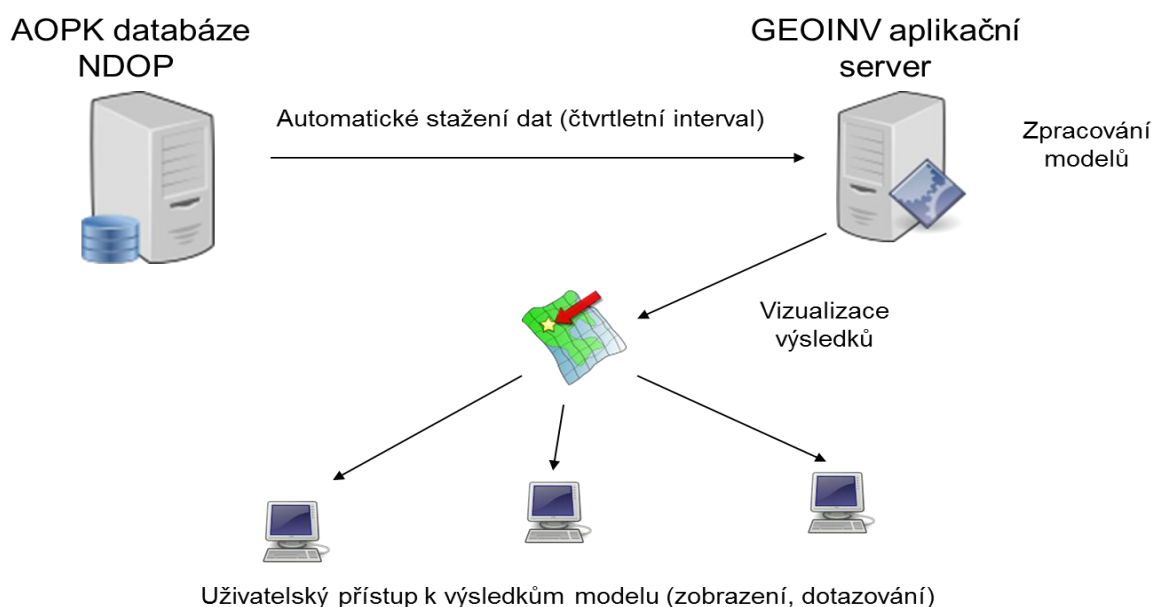
Všechny vstupní vrstvy byly rasterizovány s krokem 30 m a vlastní modelování probíhá nad rastrovými daty.

Pro modely maximálního rozšíření byly jako vstupní proměnné prostředí použity nadmořská výška digitálního modelu terénu EU-DEM v1.1 (EU – Copernicus), konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES AOPK ČR) a vzdálenosti od vektorů šíření. Ty byly rozděleny na vrstvu vzdálenosti od vodních toků a vrstvu vzdáleností od komunikací. Jako komunikace byly uvažovány silnice, dálnice a železnice. Dále byly do proměnných prostředí zahrnuty bioklimatické faktory. Konkrétně minimální teplota v nejchladnějším měsíci a průměrná teplota v nejchladnější čtvrtině roku (worldclim.org).

Konstrukce predikčních modelů IAS

Myšlenka geoportálu (a následného modelování) vychází z propojení aplikačního serveru s NDOP AOPK. Aplikační server si v dané periodě (3 měsíce) automaticky stáhne prostřednictvím API aktuální stav nálezové databáze a následně na pozadí provede modelování. Výsledky modelu jsou následně vizualizovány na mapovém portálu, který má základní funkcionalitu pro prohlížení dat (zoom, dotazování, výběr zájmového území). V této verzi se nepředpokládá online modelování uživatelských scénářů (co se stane, pokud zlikviduji vybraný výskyt... apod.). Pro rostliny jsou stejným způsobem zahrnuta data z databáze Pladias.

Základní princip fungování celého systému je schematicky zobrazený na následujícím obrázku (Obr. 3).



Obr. 3: Základní schéma funkcionality geoportálu modelování biologických invazí

V rámci predikcí výskytu byly vytvořeny dva typy modelů, a to modely maximálního možného rozšíření druhů na základě modelování pomocí nástroje BIOMOD a modely zohledňující současný výskyt s následnou predikcí šíření v určitých časových horizontech, tzv. mechanistické modely.

4.6.1 Modely maximálního rozšíření

Pro modelování maximálního možného rozšíření IAS byl použit statistický software R (R Development Core Team) rozšířený o balík biomod2. Samotné modelování proběhlo za použití generalizovaného aditivního modelu (GAM), gradient boosting modelu (GBM) a modelu maximální entropie (MAXENT).

Všechny tyto modely se v předchozím testování modelů osvědčily nejlépe ze všech testovaných. GAM i GBM jsou oba lineární aditivní modely, ovšem GBM využívá navíc k předpovědi regresní stromy. Tyto modely využívají kromě prezenčních dat i data absenční – pokud jsou známa a k dispozici. V tomto případě nelze ale s jistotou tvrdit, že tam, kde není zjištěna presence daného druhu, je zároveň jeho reálná absence, jelikož konkrétní místo nebylo přímo mapováno. Pro potřeby modelování se tedy musí vygenerovat tzv. pseudo-absenční data. Ty se generují náhodně v rámci celé České republiky za pomoci balíku biomod2. Generuje se vždy stejný počet pseudo-absenčních dat, jako je reálný počet zaznamenaných prezenčních dat. Model MAXENT pro modelování využívá jen prezenční data, není tedy nutné pro něj generovat data pseudo-absenční.

4.6.2 Mechanistické modely

Mechanistické modelování využívá standardních nástrojů geoinformačních systémů pro analýzu a modelování dat – transformace mezi souřadnými systémy, výběry z databáze, tvorba obalových zón (buffers) a kombinace datových vrstev. Celé řešení je postavené na Open Source nástrojích (databáze PostGIS, knihovny GDAL a OGR, programovací jazyk Python).

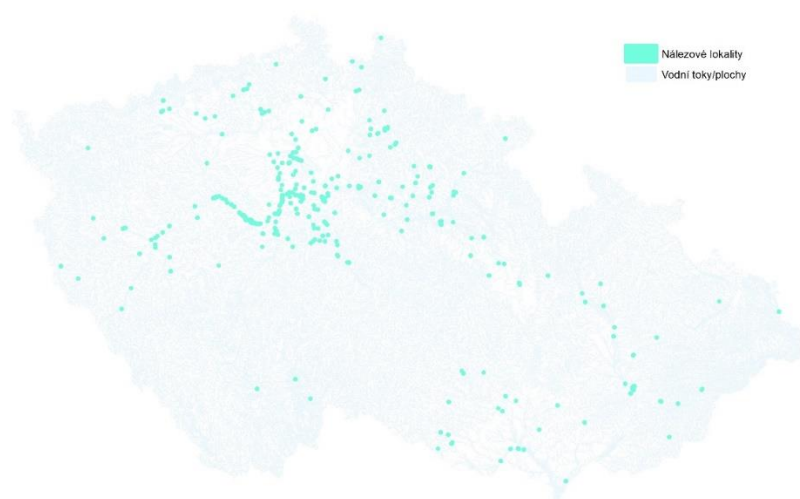
Přístup k modelování se liší dle funkčních skupin. Obecně lze říci, že algoritmy jsou odlišné pro terestrické živočichy, pro živočichy a vázané na vodní prostředí a pro terestrické rostliny a vodní rostliny.

Modelování pro terestrické živočišné druhy

Jelikož šíření živočišných druhů může nastávat v podstatě napříč ekoregiony, byla tato část omezená na vizualizaci aktuálního stavu rozšíření ke dni aktualizace nálezové databáze, automaticky importované do systému v dané, tříměsíční, periodě. V mapách aktuálního rozšíření jsou pak zahrnuty změny abundancí v průběhu šíření druhu.

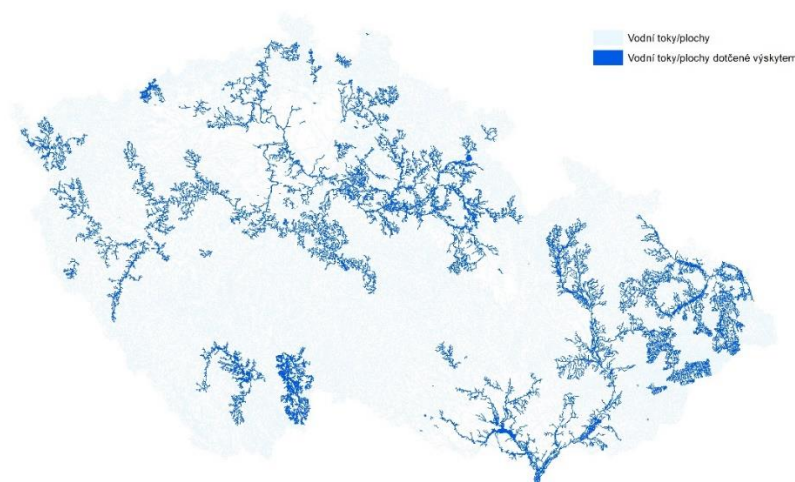
Modelování pro živočichy a rostliny vázané na vodní ekosystémy

Pro druhy striktně vázané na biotop (jako příklad může sloužit druh *Myocastor coypus*, který je vázaný na vodní toky a je zásadně omezený nadmořskou výškou, Obr. 4) byl vytvořen samostatný modelovací algoritmus. Základní premisou tohoto algoritmu je to, že tyto organismy se šíří výhradně podél vodního toku a není potřeba brát v potaz sousední biotopy. Šíření je pak omezeno ostatními vstupními parametry, jako jsou nadmořská výška, údaje o maximální vzdálenosti, kterou je daný druh podél toku schopný urazit od místa aktuálního výskytu, případně další bioklimatické proměnné.



Obr. 4: Kombinace vrstev vodních toků a nálezových lokalit – základní vstupní data

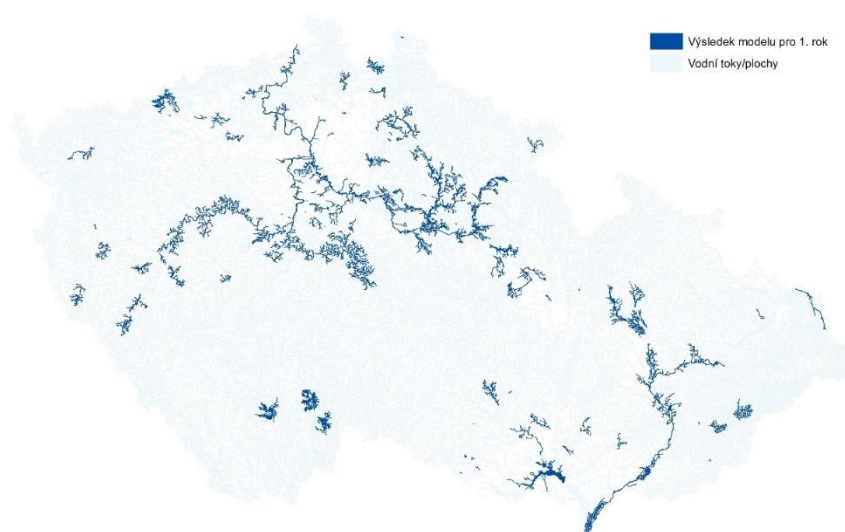
V prvním kroku jsou z množiny všech vodních toků, obsažených v databázi, vybrány ty, v jejichž blízkosti se nachází lokalita s výskytem modelovaného druhu (tato vzdálenost tok-výskyt závisí na modelovaném druhu) – viz obr. 5.



Obr. 5: Ilustrace výběru toků, které jsou v dosahu lokality s výskytem modelovaného druhu

V dalším kroku jsou jednotlivým úsekům toků přiřazeny hodnoty příslušných omezujících proměnných (nadmořská výška apod.).

Následně jsou vybrány pouze ty úseky toku, které spadají do vzdálenosti, kterou je modelovaný druh schopný invadovat od místa aktuálního výskytu (tj. od lokality zaznamenané v databázi NDOP) v daném časovém období (zpravidla 1 rok) (Obr. 6).



Obr. 6: Výsledek modelu pro 1. rok = vstup do modelu pro další časové období

Výsledek modelu pro 1. rok šíření se stává vstupem pro modelování šíření v dalším časovém intervalu (modelování situace po 3 letech). Výsledek tohoto modelu je následně vstupem pro model situace po 10 letech. Jinými slovy – výsledek modelu pro první časové období na vstupu nahrazuje tzv. „stav 0“ - tj. vrstvu odvozenou z nálezové databáze, proběhne výpočet nad takto modifikovanými vstupy a výsledek je opět převzat jako iniciální stav do třetího kola výpočtu. Po dokončení všech kroků jsou výsledkem 4 vrstvy, které jsou následně vizualizované na mapovém portálu:

Situace v „čase 0“ – tj. vizualizace nálezové databáze

Situace v krátkodobém horizontu, střednědobém horizontu a dlouhodobém horizontu

Mechanistické modelování pro terestrické rostliny a dřeviny

Hlavní vrstvou pro modelování rostlinných druhů je (kromě vrstvy výskytů převzaté z nálezové databáze AOPK) databáze KVES, kde jsou jednotlivým ekosystémům přiřazené váhy zohledňující jejich vhodnost pro šíření daného druhu. Jako pomocné vrstvy slouží vrstva vodních toků a komunikací, reprezentující vektory šíření.

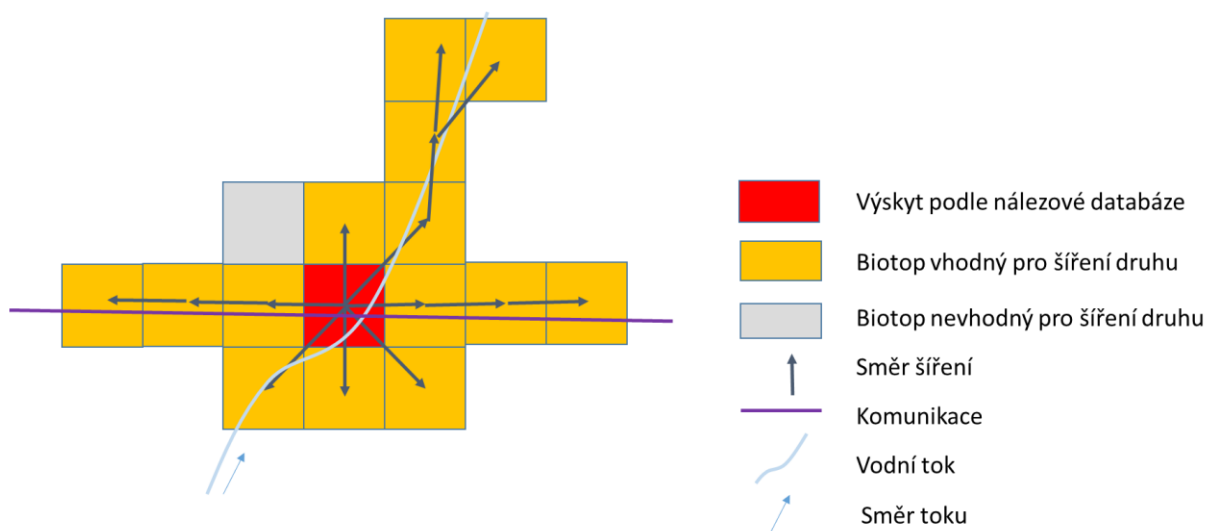
Základní myšlenka modelu vychází z toho, že pokud místo nálezu sousedí s biotopem, vhodným pro šíření daného druhu (biotop má přiřazenou nenulovou váhu, váha je mírou invadovanosti biotopu), daný druh se do něj může rozšířit. Rychlost šíření (tj. počet sousedících pixelů v rastrové vrstvě, které budou „obsazené“) byla v první verzi arbitrárně stanovená na

30 m/rok – tj. obsazené budou všechny vhodné pixely, bezprostředně sousedící s místem nálezu (Obr. 7).



Obr. 7: Princip modelování šíření v rastrovém modelu

Pokud místo nálezu leží v těsném sousedství vodního toku nebo komunikace, tak tyto liniové prvky slouží jako vektory šíření a obsazené budou všechny vhodné pixely ležící ve vzdálenosti 90 m podél liniového prvku. V případě komunikací se tato vzdálenost bere v obou směrech, v případě vodních toků pouze ve směru toku (Obr. 8).



Obr. 8: Princip modelování šíření v rastrovém modelu při zohlednění liniových vektorů šíření

Výsledek modelu pro 1. rok šíření se stává vstupem pro modelování šíření v dalším časovém intervalu (modelování situace po 3 letech). Výsledek tohoto modelu je následně vstupem pro

model situace po 10 letech. Jinými slovy – výsledek modelu pro první časové období na vstupu nahrazuje tzv. „stav 0“ - tj. vrstvu odvozenou z nálezové databáze, proběhne výpočet nad takto modifikovanými vstupy a výsledek je opět převzat jako iniciální stav do třetího kola výpočtu. Po dokončení všech kroků jsou výsledkem 4 rastrové vrstvy, které jsou následně vizualizované na mapovém portálu:

Situace v „čase 0“ – tj. vizualizace nálezové databáze

Situace v krátkodobém horizontu, střednědobém horizontu a dlouhodobém horizontu

4.7 Vyhodnocení výsledků modelů portálu GEOPINS (All models are wrong, but some are useful)

Barevná škála vizualizace odpovídá vahám přiřazeným jednotlivým biotopům ve vrstvě KVES a odráží náchylnost biotopu k invazi daným druhem (červená nejvyšší míra rizika, zelená nejnižší, viz Příloha 3 – Příklady výstupů Geoinformačního portálu invazních nepůvodních druhů). Výstupy z modelů maximálního rozšíření slouží k zevrubné orientaci, zda se druh v dané lokalitě vůbec může vyskytovat a jak vysoká je pravděpodobnost, že se druh může uchytit v daném typu biotopu v případě, že by byl zajištěn přísun propagulí. Je třeba kombinovat výstupy ze všech tří použitých modelovacích algoritmů. Výstupy z mechanistických modelů pracují s reálnými výskyty v lokálním měřítku, proto je jejich predikce přesnější. Pokud je pomocí mechanistických modelů vyhodnocena lokalita jako riziková (pole v červených odstínech), je pravděpodobnost rozšíření modelovaného druhu na lokalitu v budoucnu velká. Jak vysoké riziko je, je možné též z modelu v časoprostorovém měřítku (analýza všech čtyř výstupových vrstev z hlediska rychlosti změny statutu polí v zájmové lokalitě).

V případě, že výstupy z obou typů modelování ukazují lokalitu v červených odstínech, je vhodné ji považovat z hlediska náchylnosti k invazi vysoce rizikovou. Dle odstupňování barevné škály se pak riziko snižuje až k lokalitám dle modelů invadovaných s velmi malou (nule se blížící) pravděpodobností. Výsledky modelů je však třeba interpretovat v souladu s limity modelovacích technik, kdy jedním z hlavních limitů jsou dostupná vstupní data o výskytech modelovaného druhu. Na základě výskytů se pak nastavují parametry modelů, pak tedy přesnost predikce přímo závisí na zmíněných vstupních datech.

Výstupy z modelů mechanistického modelování jsou pro predikci šíření nutrie říční uvedeny v Boxu 2, výstupy z modelů maximálního možného rozšíření jsou uvedeny v Boxu 3.

Box 2.

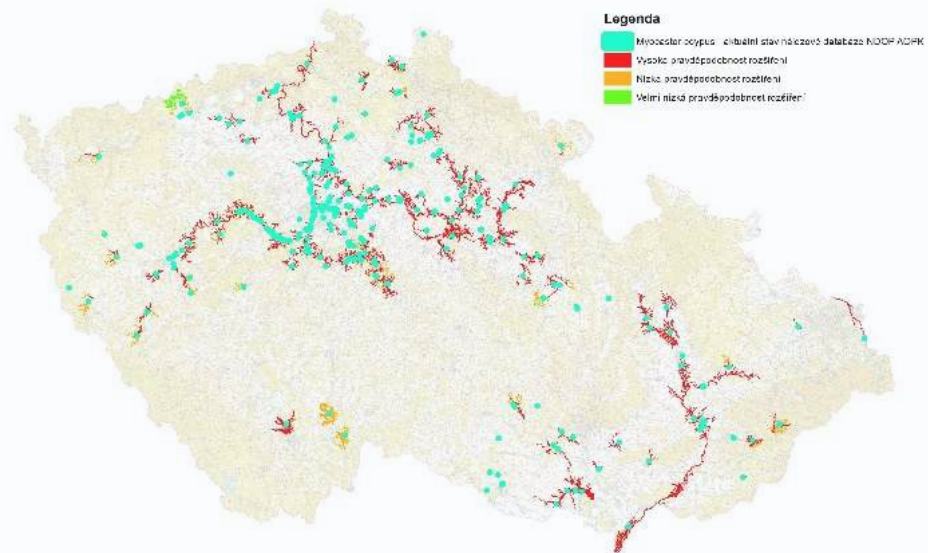
Příklad výstupů mechanistického modelování druhu vázaného na vodní toky

Na základě současných výskytů Nutrie říční (*Myocastor coypus*) a podkladové vrstvy KVES byl vytvořený model šíření v krátkodobém, střednědobém a dlouhodobém horizontu. Současně s tím bylo dokumentováno rozšíření na základě historických terénních pozorování a vytvořená sada map, zachycujících časovou řadu výskytů tohoto druhu (dostupné na portálu GEOPINS). Výsledky modelů ukazují možné rozšíření do povodí, kde je dosud druh přítomen pouze omezeně, ale jeho rozšíření v budoucnosti je pravděpodobné. Druh je limitován nízkými teplotami v zimním období, což je hlavní faktor ovlivňující další šíření. Při interpretaci výsledků modelů a následného využití v rámci např. plánování likvidace či omezení výskytu se riziko šíření druhu stanovuje dle barvy vodního toku (viz legenda k mapovým výstupům). Na lokalitách vyznačených oranžovou a zelenou barvou v krátkodobém horizontu a červenou ve středně a dlouhodobém horizontu je vhodné provádět monitoring.

Na mapách v boxu jsou výstupy portálu GEOPINS.



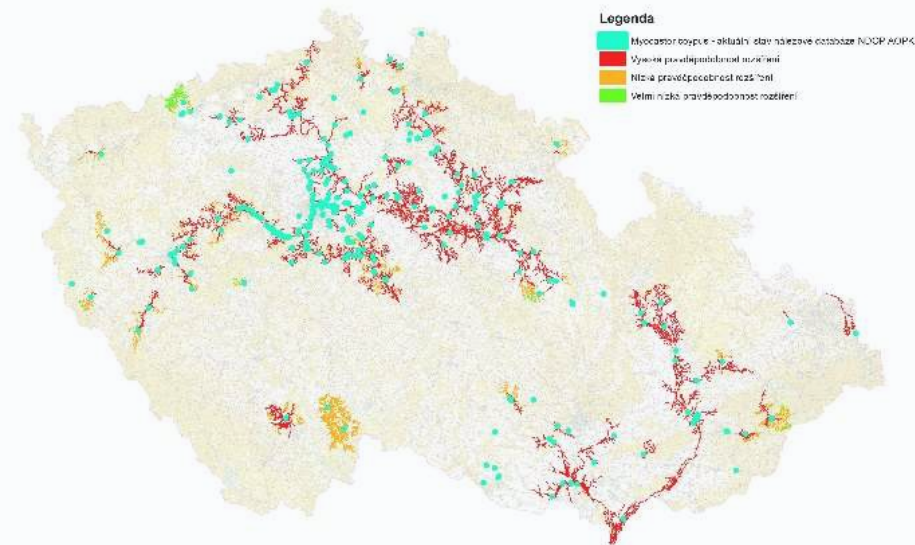
Myocastor coypus - situace v krátkodobém horizontu



Vytvářeno v rámci projektu TH02030623 Vývoj geoinformačního portálu invazních neplodných druhů (2017-2019) podpořeného Technologickou agenturou ČR.
Zdroje terénních dat o výskytu druhů: databáze NDOP AOPK
Autor: Miroslav Kopecký, David Pelánek, 2019, Praha

Podkladová data: WMS ZM100 © CZUK

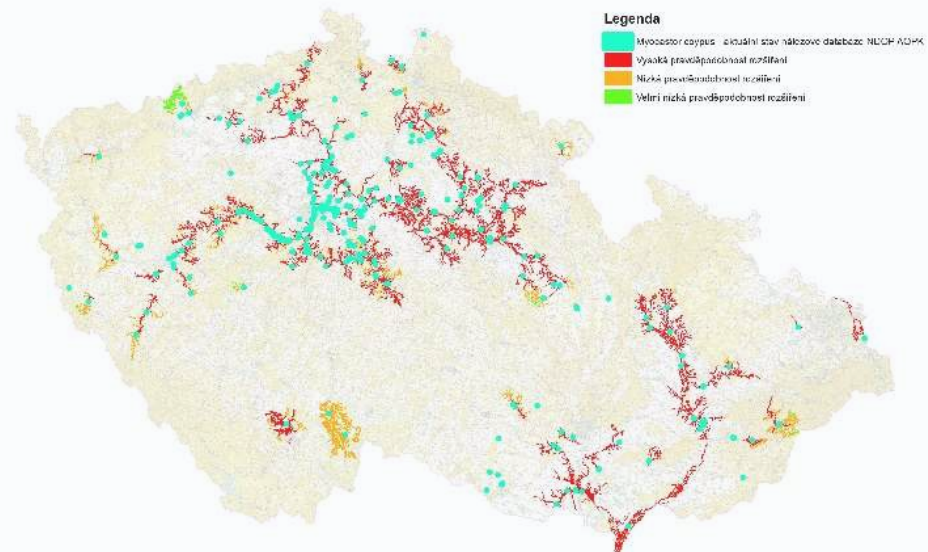
Myocastor coypus - situace ve střednědobém horizontu



Vytvářeno v rámci projektu TH02030623 Vývoj geoinformačního portálu invazních neplodných druhů (2017-2019) podpořeného Technologickou agenturou ČR.
Zdroje terénních dat o výskytu druhů: databáze NDOP AOPK
Autor: Miroslav Kopecký, David Pelánek, 2019, Praha

Podkladová data: WMS ZM100 © CZUK

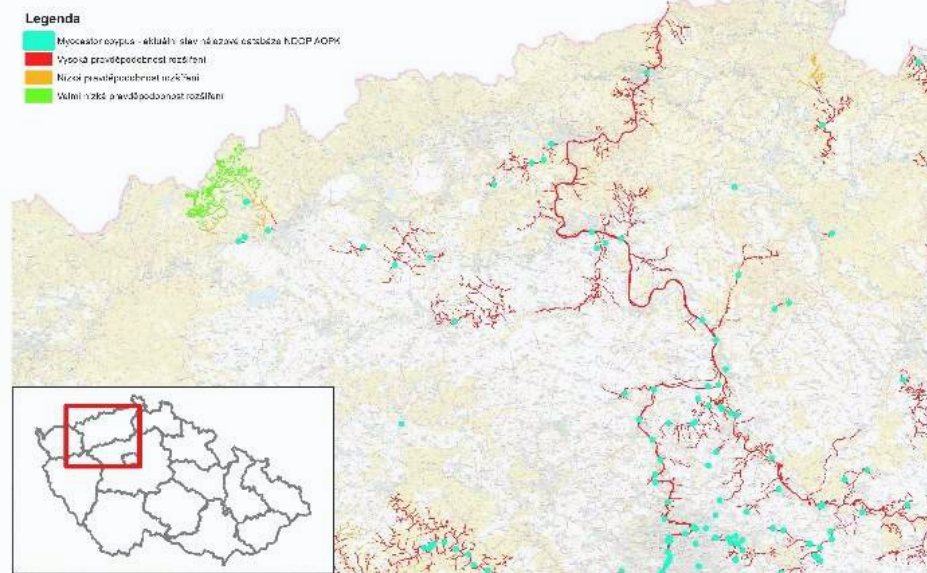
Myocastor coypus - situace v dlouhodobém horizontu



Vytvářeno v rámci projektu TH02030623 Vývoj geoinformačního portálu invazních neplodných druhů (2017-2019) podpořeného Technologickou agenturou ČR.
Zdroje terénních dat o výskytu druhů: databáze NDOP AOPK
Autor: Miroslav Kopecký, David Pelánek, 2019, Praha

Podkladová data: WMS ZM100 © CZUK

Myocastor coypus - situace v dlouhodobém horizontu - detail



Vytvářeno v rámci projektu TH02030623 Vývoj geoinformačního portálu invazních neplodných druhů (2017-2019) podpořeného Technologickou agenturou ČR.
Zdroje terénních dat o výskytu druhů: databáze NDOP AOPK
Autor: Miroslav Kopecký, David Pelánek, 2019, Praha

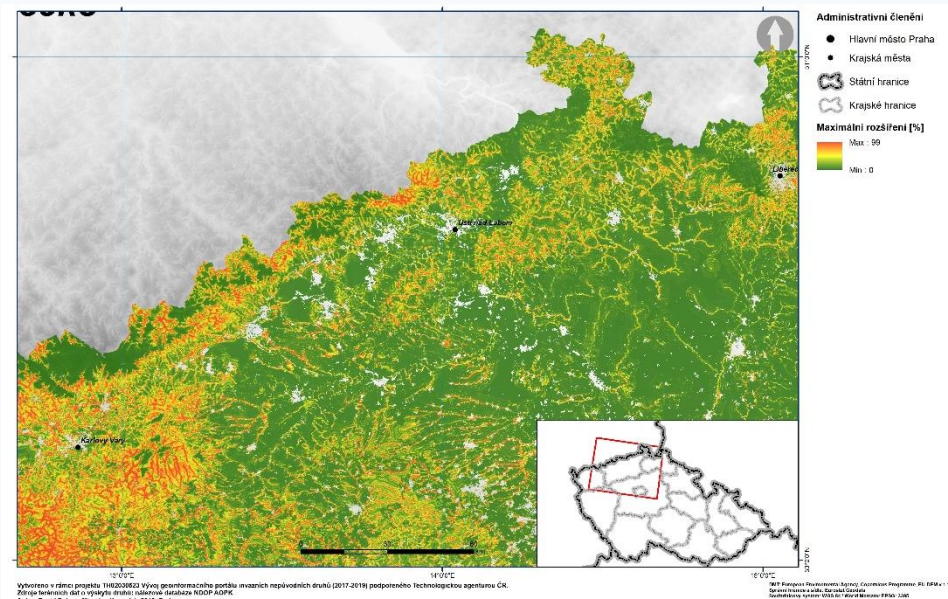
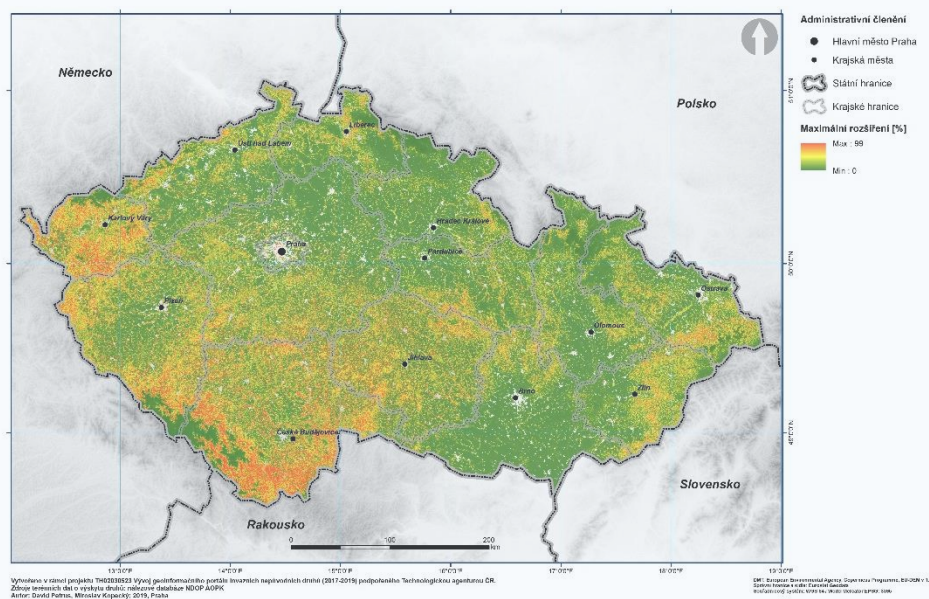
Podkladová data: WMS ZM100 © CZUK

Box 3.

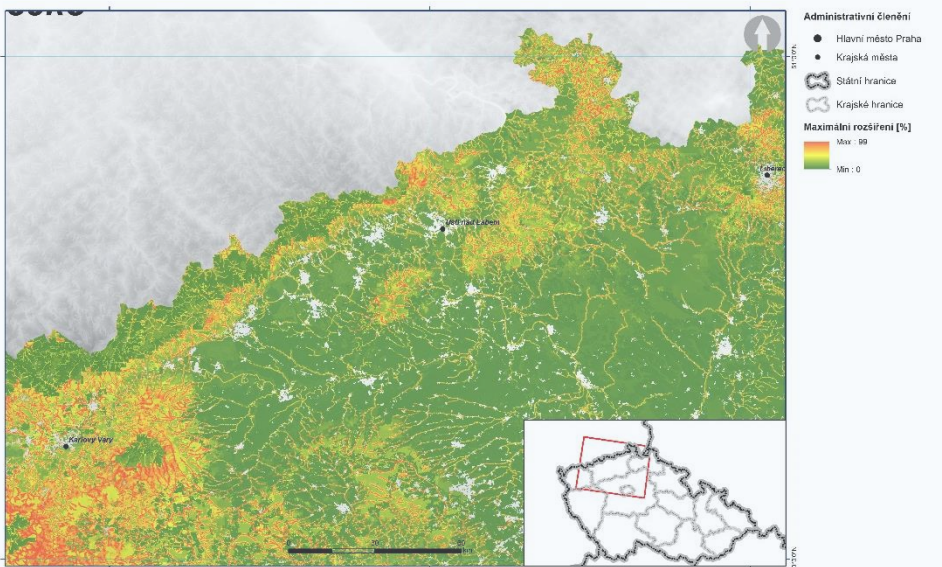
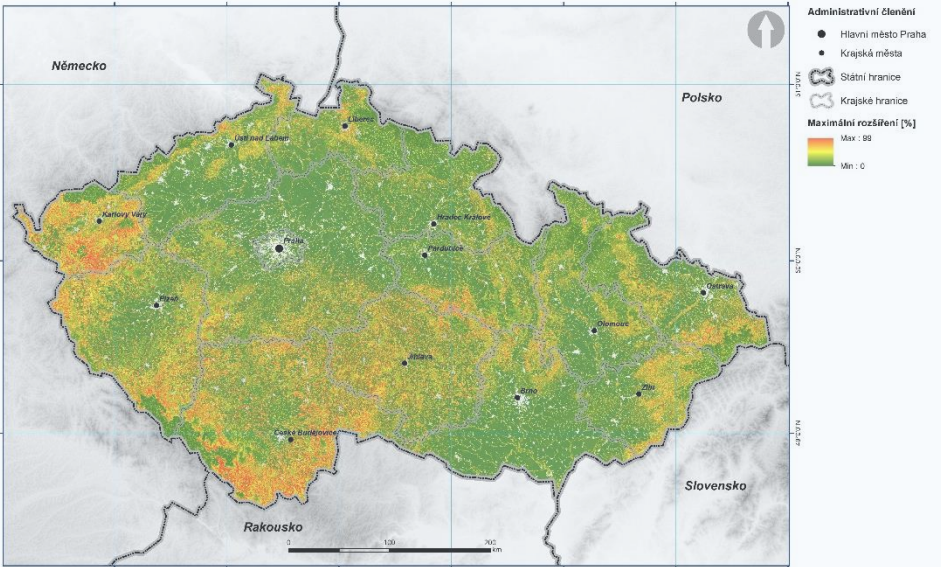
Příklad výstupů modelů maximálního rozšíření terestrického druhu rostliny

Na základě současných výskytů bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a podkladových vrstev KVES, DTM, vektorů šíření a bioekologických proměnných byl vytvořený model maximálního potenciálního rozšíření. Zobrazeny jsou výstupy modelů zhora: GAM, GBM a MAXENT – vždy pro celou ČR (vlevo) a pro výřez (vlevo) pro každý model. Ze všech tří modelů vychází konzistentní výsledky, že výskyt druhu je vysoce pravděpodobný v okolí Karlových Varů a příhraniční JV od Českých Budějovic. Ostatní části ČR jsou invazí ohroženy méně. Při zobrazení jednotlivých lokalit se v míře možné invadovanosti druhem projevují zejména geomorfologie terénu a nadmořská výška, která určuje míru náchylnosti lokality k invazi bolševníkem velkolepým.

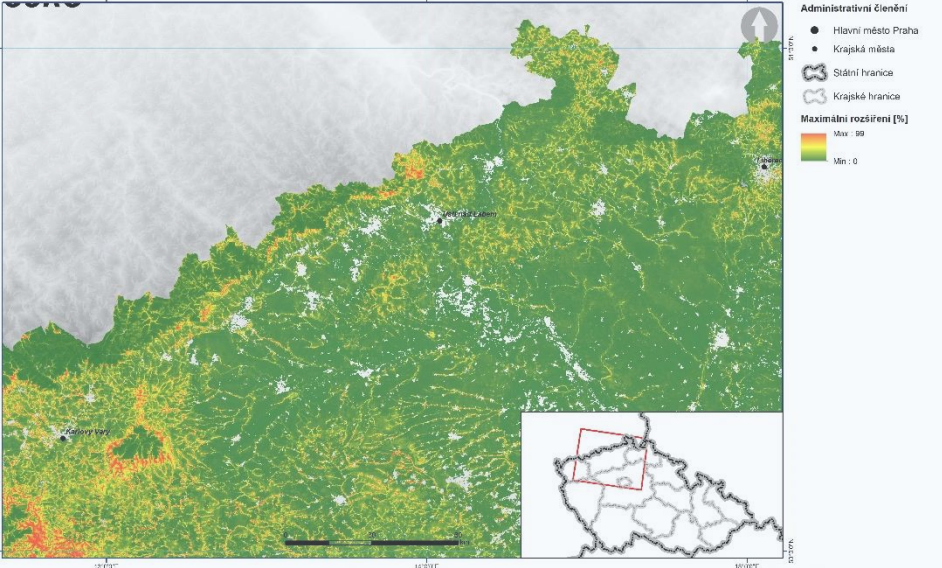
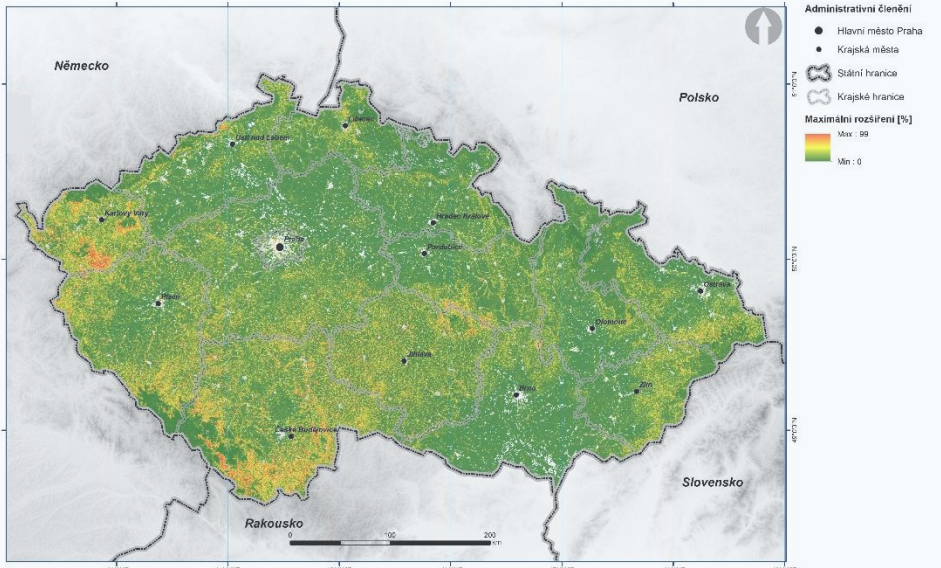
GAM



GBM



MAXENT



5. Uplatnění metodiky a hodnocení vhodnosti pro jednotlivé druhy

5.1 Terestriční savci

Metodika je použitelná pouze v omezené míře. Důvodem je plošné rozšíření druhů, jejich vysoká mobilita a nespécifičnost obývaných habitatů. Důvodem u myslivecky využívaných druhů je specifický management závislý na lidských aktivitách (vysazování, dokrmování, oborový chov atd.) a v zásadě snaha udržení populací ve volné přírodě pro lov. Tudiž druhy nejsou eradikovány v pravém slova smyslu. U druhů, jako jsou mýval severní a psík mývalovitý, je velkou komplikací jejich skrytý způsob života, a tudíž jejich nesnadná detekce ve volné přírodě. Druhy jsou také plošně rozšířené. Metodiku je vhodné aplikovat na nově se šířící druhy, např. burunduka páskovaného (*Eutamias sibiricus*) nebo veverku popelavou (*Sciurus carolinensis*). Ani jeden z těchto druhů zatím není v ČR rozšířen ve volné přírodě, nicméně vzhledem k výskytu v jiných částech Evropy je možné očekávat jejich další šíření.

5.2 Živočiškové vázaní na vodní prostředí

Obratlovci žijící ve vodě a vázaní na vodní prostředí

Savci

Metodika je vhodná pro predikci šíření nutrie říční a případnou eradikaci druhu. Metodika je omezeně využitelná pro norka amerického a ondatru pižmovou (likvidace není v současné době nutná).

Herpetofauna

Metodika je dobře využitelná pro želvu nádhernou v případě šíření a rozmnožování druhu ve volné přírodě v budoucnosti.

Bezobratlí žijící ve vodním prostředí

Korýši

Metodika je vhodná pro omezení šíření invazních druhů raků do zatím neinvadovaných lokalit, není vhodná celoplošně z důvodu značného rozšíření jednotlivých druhů a nemožnosti plošné eradikace. Je vhodná pro nově se šířící druhy, jako je např. rak červený.

Metodika není vhodná pro blešivce velkohlavého, jelikož tento korýš se vyskytuje na invadovaných lokalitách ve vysokých početnostech. Eradikace je v zásadě nemožná, jelikož likvidační metody mají devastující následky pro invadovaný ekosystém. Metodiku lze využít k detekci invadovaných lokalit a jejich oddělení od lokalit invazí nezasažených (např. nepřenašení rybích násad mezi lokalitami atd.).

Vodní měkkýši

Metodika je vhodná pro všechny pro predikci šíření druhů, nikoli však pro jejich eradikaci. Ta je částečně možná jen v umělých vodních tělesech v okolí zájmových lokalit.

5.3 Terestrické rostliny

Terestrické byliny

Metodika je vhodná pro hodnocení míry ohrožení zájmových lokalit všemi modelovými druhy. Je též vhodná při přípravě podkladů pro plánování likvidace (podrobný postup likvidace je popsán v Metodice hodnocení likvidace vybraných invazních nepůvodních druhů rostlin – Berchová-Bímová et al. 2019) a stanovení potenciálního ohrožení z hlediska ochrany zájmových lokalit. Velmi omezeně je použitelná pro druhy šířící se zejména na antropogenních stanovištích a polní plevel. Metodika není použitelná pro masově rozšířené druhy.

Terestrické dřeviny

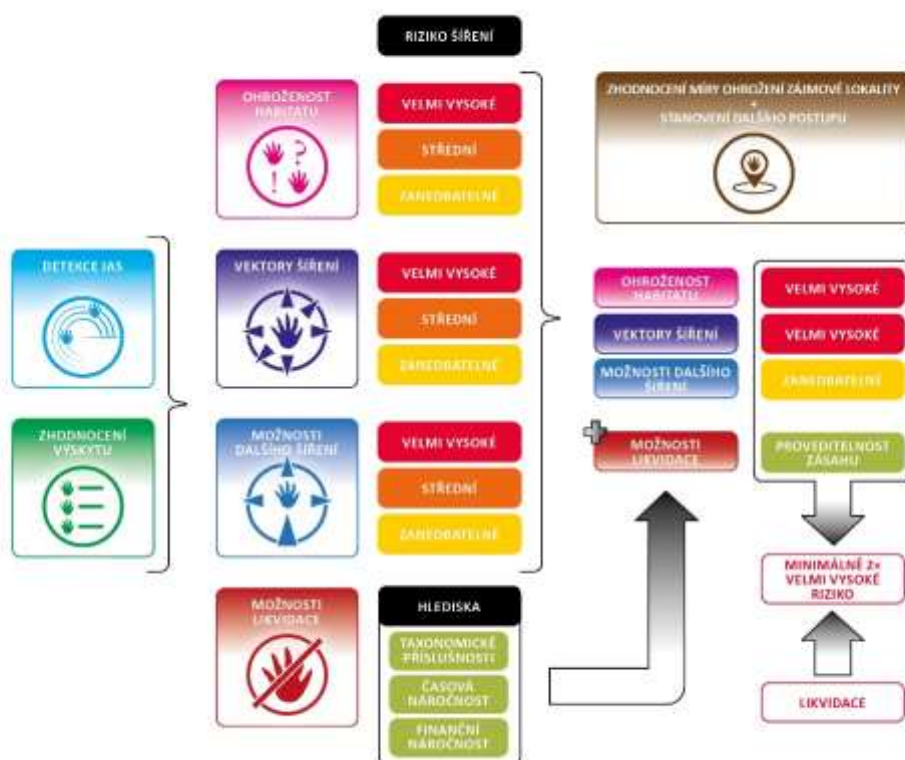
Metodika je dobře využitelná pro samovolné šíření druhů všech modelových dřevin, stejně tak jako pro terestrické byliny. Není použitelná v případě lesnický využívaných druhů, kdy invazní druhy jsou pěstovány v zájmových lokalitách či jejich nejbližším okolí.

5.4 Vodní makrofyta

Metodiku je vhodné použít pro druhy, které nejsou masově rozšířené (např. *Elodea nutallii*), ale pouze v omezeném rozsahu. Vodní druhy rostlin se šíří zejména v závislosti na lidských aktivitách, čímž je míra predikce výrazně oslabena.

6. Závěr

Metodika monitoringu ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy popisuje postup ke stanovení míry rizika šíření IAS, zhodnocení ohrožení zájmové lokality a navrhuje další postup. Metodika podrobně rozebírá vstupní data, faktory ovlivňující další šíření druhu – tedy ohroženost habitatu, vektory šíření a možnosti predikce (Obr. 9). Metodika dále popisuje možnosti využití existujících mapových vrstev (KVES, mapování biotopů soustavy Natura 2000) a výstupy modelování za použití geoportálu invazních nepůvodních druhů (GEOPINS). Metodika též kriticky hodnotí možnosti ochrany a likvidace invazních druhů pro jednotlivé taxonomické skupiny. Metodika a v ní navrhované postupy by měly sloužit zejména orgánům státní správy a ochrany přírody pro péči o zvláště chráněná území (ZCHÚ) a při plánování postupu ochrany přírodních biotopů před šířením invazních nepůvodních druhů.



Obr. 9: Schéma postupu při využití metodiky Monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy

7. Použité zkratky

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

DMT – vrstva nadmořských výšek

DPZ – dálkový průzkum země

EP – Evropský parlament

ES – Evropské společenství

EVL – evropsky významná lokalita

GAM – obecněné aditivní modely

GBM – zobecněné „boosted“ modely

GEOPINS – geoportál invazních nepůvodních druhů

GIS – geografické informační systémy

CHKO – chráněná krajinná oblast

IAS – invazní nepůvodní druh

KVES – Konsolidovaná vrstva ekosystémů

MAXENT – model maximální entropie

MZCHÚ – maloplošné chráněné území (PR, NPR, PP, NPP)

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

NDOP – Nálezová databáze ochrany přírody

NP – národní park

NPP – národní přírodní památka

NPR – národní přírodní rezervace

OSM – Open street maps

PP – přírodní památka

PR – přírodní rezervace

SRTM DEM - Shuttle Radar Topography Mission DEM – celosvětový digitální model terénu s vysokým rozlišením

VZCHÚ – velkoplošné zvláště chráněné území (NP a CHKO)

ZCHÚ – zvláště chráněné území přírody

8. Citovaná literatura

- Aldridge D. C., P. Elliott and G. D. Moggridge (2006): Microencapsulated BioBullets for the control of biofouling zebra mussels. *Environmental Science and Technology* 40(3):975-979 doi:10.1021/es050614+.
- Aldridge D. C., S. Ho and E. Froufe (2014): The Ponto-Caspian quagga mussel, *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897), invades Great Britain. *Aquatic Invasions* 9(4):529-535 doi:10.3391/ai.2014.9.4.11.
- Berchová-Bímová K., Kadlecová M., Vojík M. and Vardarman J. (2019): Hodnocení efektivity likvidace vybraných invazních druhů rostlin, *Metodika MŽP* (in prep.)
- Bímová, K., Mandák, B. and Kašparová, I. (2004): How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility?, *Journal of Vegetation Science*. doi: 10.1111/j.1654-1103.2004.tb02288.x.
- Braun, M., Schindler, S. and Essl, F. (2016): Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe, *Journal for Nature Conservation*. Elsevier GmbH., 33, pp. 48–57. doi: 10.1016/j.jnc.2016.07.002.
- Burnam, J., Mengak, M.T. (2007): Managing wildlife damage: *Nutria (Myocaster coypu s)*. WSFNR Wildlife, Management Series No. 12. 6 pages.
- Clout M. N. et Williams P. A. (2010): *Invasive Species Management: A Handbook of Principles and Techniques*. *Techniques in Ecology and Conservation Series*. Oxford and New York: Oxford University Press.
- Chytrý, M. (2008): Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe, *Journal of Applied Ecology*, pp. 448–458. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x.
- Douda K et al. (2016): Metodika eliminace a prevence šíření invazního druhu škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) ve vodních ekosystémech a akvakulturních zařízeních ČR, *Certifikovaná metodika, MŽP, Praha*.
- Foxcroft, L. C. et al. (2017): Plant invasion science in protected areas: progress and priorities, *Biological Invasions*, 19(5), pp. 1353–1378. doi: 10.1007/s10530-016-1367-z.
- Genovesi, P. et al. (2013): Monitoring Trends in Biological Invasion, its Impact and Policy Responses', in Collen, B. et al. (eds), *Biodiversity Monitoring and Conservation*. Oxford: Wiley-Blackwell, pp. 138–158. doi: 10.1002/9781118490747.ch7.
- Háková A., Klauďisová A., Sádlo J. (2004): Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. *Planeta XII*, 3/2004 – druhá část. MŽP, Praha.
- Hulme, P. E. et al. (2014): Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas, *Conservation Letters*, 7(5). doi: 10.1111/conl.12061.

- Lorencová, E., L. Beran, V. Horsáková & M. Horsák, 2015. Invasion of freshwater molluscs in the Czech Republic: Time course and environmental predictors *Malacologia*. vol 59, 105-120.
- Kalusová, V. et al. (2013): Where do they come from and where do they go? European natural habitats as donors of invasive alien plants globally, *Diversity and Distributions*, 19(2). doi: 10.1111/ddi.12008.
- Kumschick, S. et al. (2015): Ecological impacts of alien species: Quantification, scope, caveats, and recommendations, *BioScience*. doi: 10.1093/biosci/biul93.
- Mack, R. N. et al. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control, *Ecological Applications*, 10(3), pp. 689–710. doi: 10.2307/2641039.
- Mack, R. N. and Lonsdale, W. M. (2002): Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands, in Veitch, C. R. and Clout, M. N. (eds) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Gland: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, pp. 164–172.
- Mullerová J., Bartoš T., Brůna J., Dvořák P. and Vítková M. (2017): Metodika mapování invazních druhů pomocí dálkového průzkumu, *Certifikovaná metodika, MŽP, Praha*.
- Patoka J., Buřič M., Kolář V., Bláha M., Petrtyl M., Franta P. and Kouba A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: evidences from the Czech Republic. *Biologia*, 71(12), 1380-1385.
- Pergl J., Dušek J., Hošek M. et al. (2016a): Metodiky mapování a monitoringu nepůvodních (vybraných invazních) druhů, *Certifikovaná metodika, MŽP, Praha*.
- Pergl J., Sádlo J., Petrusek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., et al. (2016b): Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *Neobiota*, 27: 1-37. doi: 10.3897/neobiota.28.4824.
- Pyšek, Petr et al. (2013): Invasion of protected areas in Europe: an old continent facing new problems, in Foxcroft, L. C. et al. (eds) *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Dordrecht: Springer, pp. 209–240.
- Pyšek, P., Jarošík, V. and Kučera, T. (2002): Patterns of invasion in temperate nature reserves, *Biological Conservation*, 104(1), pp. 13–24. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00150-1.
- Pyšek, P. and Richardson, D. M. (2010): Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health, *Annual Review of Environment and Resources*. doi: 10.1146/annurev-environ-033009-095548.
- Vardarman J., Berchová-Bímová K. and Pěkníková J. (2018): The role of protected area zoning in invasive plant management, *Biodiversity and Conservation* 27/8: 1811-1827. doi: 10.1007/s10531-018-1508-z
- Vilá, M. and Hulme, P. E. (2017): *Impact of biological invasion on ecosystem services*, Springer. doi: 10.1007/978-3-319-45121-3

AOPK, <http://invaznidruhy.nature.cz>

9. Seznam příloh

Příloha 1: Seznam modelových druhů živočichů pro metodiku Monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy - Biologie, ekologie a možnosti likvidace modelových druhů.

Příloha 2: Seznam modelových druhů rostlin pro metodiku Monitoring ohrožení zájmových lokalit invazními nepůvodními druhy - Biologie, ekologie a možnosti likvidace modelových druhů.

Příloha 3: Příklady výstupů Geoportálu invazních nepůvodních druhů (GEOPINS).