

Závěrečná zpráva

Aktivita: Ohrožení vybraných EVL invazními druhy rostlin

Řešitelský tým: K. Berchová, J. Pěkníková, J. Vardarman, D. Petrus

Zpráva vznikla na základě výzkumů podpořených projektem EHP-CZ02-OV-1-024-2015

Úvod

Projekt „*Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000*“ byl zaměřen na posouzení současného stavu rozšíření evropsky významných druhů, ale zároveň posouzení stavu lokalit soustavy Natura 2000 – Evropsky významných lokalit (EVL). Invazní nepůvodní druhy (IAS) jsou jedním z největších ohrožení biodiversity na planetě, významně ovlivňují ekonomiku i lidské zdraví. Ohrožení jednotlivých lokalit invazemi nepůvodních druhů je dáno zejména množstvím introdukovaných propagulí dostávajících se na lokalitu a mírou disturbancí, které podporují usazení druhů v narušených biotopech. Celosvětově jsou brány jako pro šíření IAS (invazních nepůvodních druhů) významné disturbance způsobené rozšiřováním zemědělských ploch či změnou ve způsobu hospodaření a změny ve složení přírodě blízkých společenstev. Významné jsou též změny klimatu způsobující tzv. „biom shifts“ a následně též změny ve složení společenstev.

Při sledování dopadu, tedy impaktu, přítomnosti invazních nepůvodních druhů je vhodné rozlišovat dopady na biodiversitu a socioekonomické aspekty invazí. Z hlediska ochrany přírody jsou významné druhy působící ztrátu biodiverzity jak snižováním počtu druhů společenstva, tak změnou v ekologických a živinových vztazích v ekosystému od mikrobiální úrovně po úroveň vyšších rostlin. Z hlediska ekologického jsou to druhy na našem území naturalizované, v daném území rychle se šířící na značné vzdálenosti od mateřské populace a osidlující polopřirozené a přírodě blízké typy společenstev. Pro ztrátu druhové diverzity jsou pak významné druhy konkurenčně silné, často se schopností měnit podmínky stanoviště, tzv. transformers, a tím podmínit další změny v ekosystému a následně způsobit destrukci původních společenstev a biotopů.

Přístup k problematice invazních nepůvodních druhů je složitý z mnoha příčin, přestože (nebo právě proto, že) v současné době k dispozici množství informací o dopadech a šíření IAS. Je publikováno mnoho prací a databází zahrnujících informace o výskytu, rozšíření a ekologii nepůvodních druhů. Jednotlivé skupiny organismů jsou však prozkoumány různě podrobně a zároveň jsou často publikovány rozporuplné údaje. Zdaleka nejprostudovanější skupinou jsou vyšší rostliny. Důvodů je hned několik: snadná determinace druhů v terénu, jednoduché metody sledování šíření a poměrně jednoduché možnosti studia ekologických vlastností druhů. I v rámci této poměrně homogenní a jasně definované skupiny organismů však ekologická různost jednotlivých druhů způsobuje, že není snadné odhadnout, kam a jak rychle se budou druhy šířit a jaký bude dopad invaze.

Podobně složitý je přístup k nakládání s IAS a jejich likvidaci či omezování šíření. V souvislosti s novým legislativním rámcem EU ohledně IAS (Nařízení EU č. 1143/2014) a v návaznosti na priority ochrany přírody v ČR (Státní politika životního prostředí 2012-2020, cíl 3.2.3; Státní program ochrany přírody a krajiny, opatření D8; Strategie ochrany biologické rozmanitosti ČR 2016-2025, cíl 2.3) je vhodné používat jednotné metodické postupy a nástroje ke sledování jednotlivých IAS, tak aby bylo možné efektivně hodnotit dopady na jednotlivé složky životního prostředí. V této souvislosti bylo zjištěno, že chybí relevantní informace o šíření druhů, o funkčnosti opatření na ochranu biodiverzity a biotopů před působením IAS a zároveň že nejsou k dispozici konzistentní data o efektivitě likvidace či systematické eliminace druhů. Je ovšem zřejmé, že pokud orgány ochrany přírody mají realizovat opatření výše zmíněných legislativ, musí vycházet z relevantních, hodnotitelných a aktuálních dat. Politika ochrany přírodního bohatství EU, postavená na pilířích Směrnice o ochraně volně žijících ptáku (2009/147/EHS) a Směrnice o stanovištích (92/43/EHS), směřuje k vytvoření soustavy chráněných území evropského významu – Natura 2000. Soustava Natura 2000 pokrývá 25% chráněných území v Evropě a zahrnuje zejména přírodní a přírodě blízké biotopy. V chráněných územích Natura 2000 a zejména v biotopech evropského významu, by měla být eliminována veškerá lidská činnost působící negativně na chráněná společenstva. Mezi negativní projevy lidské činnosti je možné počítat i šíření IAS, které je lidskou činností podmíněné. Přes velkou tradici ochrany přírody v Evropě i v ČR, ve srovnání se světem je počet evropských studií zaměřených přímo na invadovanost maloplošných chráněných území (CHÚ) poměrně málo. Česká republika a Slovinsko jsou jedny z mála zemí, kde byly publikovány údaje o přítomnosti nepůvodních a nepůvodních invazních druhů v CHÚ. Invazní druhy byly též zmapovány v CHÚ na ostrovech ve Středozemním moři. Přestože data o výskytu neofytů a archeofytů v rámci ČR jsou poměrně podrobná, bylo zmapováno 300 CHÚ, z publikovaných prací není možné zjistit, v jakých přesně typech biotopů se druhy vyskytují, zda jsou invadovány okrajové části území či tzv. core areas (jádrová území), tedy prioritní části z hlediska ochrany přírody. Pro zjištění přímého ohrožení CHÚ rozšířením IAS buď z nejbližšího okolí či z okrajových částí je však toto zjištění klíčové. Bez těchto informací není možné zajistit efektivní management založený na likvidaci jedinců či malých populací IAS a na vytvoření nárazníkové zóny bez přítomnosti IAS v okolí jako preventivní ochranu proti šíření IAS.

Cílem této studie bylo zjistit míru invadovanosti chráněných biotopů vybranými druhy nepůvodních invazních rostlin. Dále zjistit, které biotopy jsou invazí nejvíce ohroženy a jak ovlivňuje okolí lokality ohroženost chráněných biotopů uvnitř EVL. Podle kritérií pro hodnocení invazních nepůvodních druhů z hlediska vlivu na biodiverzitu, do kterých byly zahrnuty vlastnosti jednotlivých druhů, jako je spontánnost šíření, míra současného a potenciál rozšíření, silný environmentální impakt, bylo pro podrobné mapování vybráno sedm taxonů vyšších rostlin (viz Metodika). Podle výskytu těchto druhů byly následně vybrány EVL vhodné pro výzkum ohroženosti evropsky významných stanovišť. Mapované EVL byly vybrány tak, aby jejich zastoupení bylo reprezentativní v rámci ČR a bylo možné hodnotit vliv a ohroženost jednotlivými IAS. Do mapované oblasti byly též zahrnuty nárazníkové ochranné zóny jednotlivých EVL z důvodu srovnání invadovanosti biotopů uvnitř EVL a v jejím nechráněném okolí, jehož stav je z hlediska šíření IAS klíčový. V těchto územích obklopujících EVL probíhá běžná hospodářská činnost, která s sebou často přináší introdukce nepůvodních druhů či disturbance podporující jejich šíření. V těsné blízkosti hranic chráněných lokalit pak mohou ležet ohniska šíření IAS, které následně ohrožují či mění chráněná významná stanoviště uvnitř EVL.

Metodika

V rámci studie byly podrobně mapovány druhy: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*, Sommier et Levier), invazní taxony rodu křídlatka (*Fallopia japonica* var. *Japonica* (Hout.) R. Decr., *F. sachalinensis* (F. Schmidt) R. Decr. a kříženec *F. ×bohemica* Chrtek et Chrtková), invazní druhy rodu zlatobýl (*Solidago canadensis* L., *S. gigantea* Air.) a netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera* Royle). Výskyt invazních nepůvodních druhů byl mapován ve vybraných EVL a jejich okolí v Karlovarském, Ústeckém, Středočeském, Plzeňském, Libereckém a Jihočeském kraji. Celkem bylo zmapováno téměř 629 km² zahrnující celkem 23 EVL o souhrnné rozloze 241 km². Mapované EVL byly podrobně procházeny a mapovány v celé své ploše. Vznikla tak presenčně-absenční data o výskytu jednotlivých druhů. V okolí hranic jednotlivých EVL byla též mapována nárazníková zóna v šířce 1 km.

Jednotlivé výskyty vybraných invazních druhů rostlin byly zaznamenány pomocí GPS během terénního mapování ve vegetační sezóně 2015. Záznamy z GPS Garmin Oregon byly zpracovány v prostředí ArcGIS 10.2 (ESRI) do formy polygonového shapefile, kdy bodové výskyty byly převedeny na polygony pomocí obalové zóny 0,5 metru. Zlomové body hranic plošných výskytů byly spojeny během editace v jednotlivé polygony invadovaných ploch. Pro jednotlivé mapované oblasti a EVL byla vytvořena databáze výskytů. Záznamy o výskytu druhů byly přiřazeny k biotopům výskytu (upraveno dle Chytrý et al., 2008) a byly zaznamenány potenciální vektory šíření jednotlivých druhů.

Dále byly vylíšeny výskyty v jednotlivých zónách ochrany v rámci EVL. Zóny ochrany byly rozlišeny na pět kategorií dle stupně ochrany biotopu a míry ovlivnění lidskou činností (Obr. 2):

- A. *Evropsky významná stanoviště – prioritní stanoviště (uvnitř jednotlivých EVL)*
- B. *Ostatní stanoviště soustavy Natura 2000 – neprioritní stanoviště (uvnitř jednotlivých EVL)*
- C. *Přírodě blízká stanoviště (uvnitř i v okolí EVL)*
- D. *Člověkem ovlivněná stanoviště (uvnitř i v okolí EVL)*
- E. *Člověkem ovlivněná stanoviště, silně degradovaná (uvnitř i v okolí EVL).*

Lokality IAS byly hodnoceny dle výše uvedených kategorií ochrany, biotopu, vektoru šíření a dalších proměnných prostředí, které mohou ovlivňovat šíření nepůvodních druhů.

Jako mapové podklady typů společenstev byly použity vrstvy mapování biotopů (AOPK, 2015) a konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES) (AOPK, 2015). Data byla zpracována pomocí software ArcGIS (ESRI). Výsledky mapování byly dále použity jako vstupní data pro konstrukci modelů (SDM) v prostředí Biomod a GIS. Dalším vstupem pro predikční modely byl digitální model terénu (DMT) (ČUZK), ze kterého byly odvozeny parametry jako sklon a expozice.

Statistické hodnocení dat

Data byla hodnocena pomocí zobecněných smíšených modelů (GLMM), kde jako závislá proměnná byl hodnocen počet lokalit IAS a jako prediktory byly využity proměnné prostředí (biotop, nadmořská výška, kategorie ochrany, lokalita, druh). Pro hodnocení vlivu ochranných zón EVL na invadovanost významných stanovišť byla vypočtena regresní analýza závislosti invadovanosti jednotlivých zón ochrany EVL. V modelech byla jako závislá proměnná použita invadovanost zón A a B. Hodnocení dat bylo provedeno v programu R (R Development Core Team 2015).

Pro modelování maximálního rozšíření druhů dle charakteristik prostředí byl použit model MAXENT v prostředí Biomod v programu R. Jako prediktory prostředí byly použity proměnné: biotopy Natura 2000, nadmořská výška, geomorfologie terénu atd.

Výsledky

1. Doporučená metodika monitoringu výskytu invazních nepůvodních druhů v EVL

Mapování výskytu druhů rostlin je vzhledem k možnosti šíření druhů, velkým rozlohám EVL a členitosti terénu velmi náročné z hlediska jak časového tak finančního. V rámci studie bylo provedeno terénní šetření, které spočívalo v průzkumu celých EVL a jejich okolí tak, že byly celé plochy prochozeny a zaznamenány všechny výskyty druhů. Byla tedy zjištěna prezenčně absenční data (tam, kde výskyt není zaznamenán, se druh opravdu v době mapování nevyskytoval). Tento způsob mapování je z časového i finančního hlediska nejnáročnější. Zpracováním dat bylo zjištěno, že pro pravidelný monitoring je vhodné vytipovat lokality, kde se daný druh může vyskytovat (např. pomocí predikčních modelů – viz kapitola využití predikčních modelů pro monitoring a management IAS) a následně monitorovat přednostně tyto lokality. Účinnost tohoto způsobu nalézání nových lokalit IAS (tzv. early detection) byla z dat nasbíraných v rámci projektu odhadnuta na téměř 90% pozitivních nálezů, což je dle našeho názoru dostatečné a umožní pracovníkům ochrany přírody úsporu času věnovanou monitoringu IAS. Většina nových lokalit, ze kterých se druhy šíří do prostoru EVL vázána na antropogenně ovlivněná stanoviště. Proto je vhodné se v rámci monitoringu zaměřit na sídla v blízkosti EVL, postupovat podél koridorů šíření, jako jsou cesty a vodní toky a zaměřit se dále náhodné disturbance v krajině a blízkosti EVL (např. stavba silnic, úprava vodních toků, lesní těžba, úprava cestní sítě). V případě, že jsou potvrzeny výskyty IAS v některém z přírodě blízkých stanovišť v rámci EVL, pak přednostně monitorovat a likvidovat tyto výskyty. Tento návrh doplňuje již existující zevrubnou metodiku mapování IAS v rámci celé ČR (Pergl et al. 2016).

Postup při ochraně EVL proti šíření invazních nepůvodních druhů navrhujeme následující:

Prvotní průzkum území

1. Zjistit současné a minulé výskyty IAS (např. lokality, kde byla prováděna eliminace druhu)
2. Zjistit potenciální ohniska výskytu z hlediska lidských aktivit
3. Zjistit vektory šíření druhu
4. V monitorovaném území nalézt vhodná stanoviště pro výskyt IAS
5. Na základě těchto podkladů vytvořit mapu potenciálních ohnisek šíření druhu

Další postup navrhujeme rozdělit na nalézání nových výskytů a monitoring a management výskytů již existujících.

Nalézání nových výskytů (tzv. early detection)

Jako nejvhodnější postup se jeví prioritní terénní mapování předem vybraných částí území na základě následujících podmínek:

1. Monitorované území je z hlediska výskytu druhu vhodné
2. Je přítomen nějaký vektor šíření druhu nebo náhodná disturbance
3. Monitorované území je v blízkosti buď již existujících lokalit nebo v blízkosti sídla či jiného člověkem ovlivněného území (zemědělský areál, zahrádkářská či chatová kolonie apod.)
4. Mapování provádět směrem od člověkem ovlivněných stanovišť k stanovištím s nejnižší mírou disturbance a nejvyšší mírou přirozených, přírodě blízkých procesů

Monitoring a management již existujících či bývalých lokalit

1. Každou lokalitu výskytu brát jako možné ohnisko šíření druhu
2. Lokality monitorovat v delším časovém období, délka tohoto období závisí na biologii druhu (u *Heracleum mantegazzianum* je časový horizont 8 let od posledního výskytu, u druhů rodu *Fallopia* min. 5 let od posledního výskytu, u druhů rodu *Solidago* není časový horizont zjištěn, u *Impatiens glandulifera* min. 3 roky)
3. U existujících lokalit zjistit míru potenciální nebezpečnosti z hlediska ohrožení předmětu ochrany EVL a následně navrhnout managementové opatření ideálně vedoucí k eliminaci druhu
4. Managementová opatření provádět systematicky a koordinovaně v celém území EVL a následně monitorovat opakovaný výskyt

Z výše uvedeného plyne, že z hlediska finanční nákladnosti je vhodný stratifikovaný postup managementu IAS s ohledem na míru ohrožení předmětu ochrany EVL. Je zřejmé, že při masových výskytech IAS např. podél vodních toků je bohužel eliminace sice vhodná, ale v některých případech nemožná.

2. Souhrnný výskyt mapovaných IAS v EVL a jejich okolí

Ve všech mapovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 3 229 výskytů invazních rostlin *Solidago canadensis* (1547), *S. gigantea* (269), *Impatiens glandulifera* (804), *Heracleum mantegazzianum* (400), *Fallopia japonica* var. *japonica* (118), *F. sachalinensis* (7), *F. × bohémica* (84). Na území EVL se nacházelo 36% výskytů, zbylé výskyty byly v mapované kilometrové zóně v okolí EVL (Tab. 1). V evropsky všech významných biotopech (kategorie A) bylo nalezeno 16,5% z celkového počtu všech výskytů IAS. V ostatních biotopech soustavy Natura 2000 (kategorie B) pak necelých 6%, v přírodě blízkých stanovištích (kategorie C) 20,5% a v zbylé výskyty byly zaznamenány na člověkem ovlivněných stanovištích (kategorie D a E). Typický výsledek mapování IAS byl zaznamenán např. v EVL Soos, kdy 5 výskytů (4% výskytů) IAS bylo zjištěno v prioritních stanovištích soustavy Natura (kategorie A), v ostatních biotopech soustavy Natura 2000 (kategorie B) nebyl zjištěn žádný výskyt a ostatní lokality IAS byly nalezeny v ostatních typech biotopů (kategorie C, D, E). Většina lokalit druhů *H. mantegazzianum* a *Solidago* ssp. se v EVL Soos nachází v biotopech ovlivněných člověkem a většinou leží mimo EVL (Obr. 1).

Počty lokalit jednotlivých druhů však neukazují míru invadovanosti různých typů biotopů, tedy plochy ovlivněné invazí IAS. Při přepočtu plochy výskytu jednotlivých IAS na plochy biotopů vylišených kategorií ochrany bylo zjištěno, že plocha evropsky významných biotopů (kategorie A) ovlivněných výskytem IAS je 0,3% z celkové plochy, kterou v rámci EVL evropsky významné biotopy zauímají. Invadovaná plocha ostatních biotopů soustavy Natura 2000 (kategorie B) je pak 0,27% z celkové plochy těchto biotopů, plocha invadovaných přírodě blízkých biotopů (kategorie C) je 0,4% a invadované plochy člověkem ovlivněných stanovišť (kategorie D a E) jsou 0,16% a 0,95% jejich celkové plochy (Tab. 2). Celkově invazemi vybraných IAS byla v mapované oblasti ovlivněna plocha tvořící 0,27% celkové mapované plochy. Tyto výsledky ukazují fakt, že většina lokalit je maloplošných, jsou tvořeny několika málo jedinci a při vhodném managementu je možná snadná likvidace. Průměrná plocha jednotlivé lokality však byla 535m² a rozptyl velikosti lokalit je od 1m² do stovek m².

3. Výskyt jednotlivých IAS v EVL a jejich okolí

Celkový souhrn výskytu mapovaných druhů však neodráží dobře stav invadovanosti jednotlivých EVL. Důvodem jsou velké rozdíly v zastoupení jednotlivých druhů v rámci různých EVL a zároveň i charakter výskytu druhů. Primární data jsou uvedena v Příloze 1. Největší počet lokalit (1 826) a zároveň největší invadovaná plocha byla zjištěna pro druhy rodu *Solidago* (61,3% z celkové invadované plochy všemi mapovanými IAS). Oba invazní druhy, *S. canadensis* a *S. gigantea* byly sice mapovány zvlášť, ale tvoří velmi často směsné populace a jejich ekologie i ovlivnění biotopu je velmi podobné. Z těchto důvodů byly souhrnné statistiky počítány pro oba druhy dohromady. *Impatiens glandulifera* byla zaznamenána na 804 lokalitách, které tvořily dohromady 19,4% invadované plochy. *Heracleum mantegazzianum* bylo zjištěno na 400 lokalitách, invadovaná plocha pak tvoří 18,3%. Nejnižší zastoupení co do počtu lokalit (209) i invadované plochy (1%) měly v mapovaných EVL taxony rodu *Fallopia* (Tab 2).

Při analýze výskytu druhů IAS v jednotlivých EVL bylo zjištěno, že se statisticky významně liší jednotlivé mapované lokality od sebe navzájem ve výskytu jednotlivých druhů. Statisticky významné rozdíly byly zjištěny jak v počtu lokalit ($P = 0,002$), tak v invadované ploše ($P = 0,035$). Z geografického a geomorfologického hlediska je možné vylíčit oblasti (skupiny EVL) ohrožené vždy převážně jedním invazním druhem. V oblasti západních Čech jsou lokality tradičně významně ohroženy *Heracleum mantegazzianum* (EVL Soos, Kladské rašeliny, Krásenské rašeliniště, U bunkru, Pramenské pastviny, Rašenbašská lada, Teplá – Otročinský potok, Úpolínová louka – Křížky). Lokality bolševníku se vyskytují převážně v okrajových částech EVL na člověkem ovlivněných stanovištích (kategorie C, D, E). Průměrná velikost lokality je 906m², tedy významně větší než u ostatních IAS. Druhou skupinou EVL jsou lokality v okolí velkých i menších řek, kde je invaze determinována zejména geomorfologií terénu a problematickým invazním druhem je pak *Impatiens glandulifera* (EVL Berounka, Labské údolí, Chlumská stráž, Stropnice, Třeboňsko – střed). Lokality *I. glandulifera* se vyskytují ve všech kategoriích ochrany, člověkem narušená stanoviště (kategorie D, E) jsou invazí postižena plošně více než evropsky významné biotopy (kategorie A) a biotopy soustavy Natura 2000 (kategorie B). Lokality netýkavky mají průměrnou plochu 477m². EVL, kde je významným problémem invaze druhů rodu *Solidago* nemají žádnou výraznou prostorovou ani geomorfologickou

charakteristiku, rozsáhlé invaze byly pozorovány na velkých ne hospodařených plochách. U tohoto druhu je spouštěčem invaze změna využívání krajiny, z hlediska mapovaných EVL hraje významnou roli právě podíl nekosených luk, opuštěných polí a v lesních porostech pak velkoplošná těžba dřeva a vznik rozsáhlých pasek a větších manipulačních ploch. Průměrná velikost lokality druhů rodu *Solidago* je 669 m². Z hlediska zón ochrany EVL jsou lokality celíků nejvíce zastoupeny v okrajových částech EVL (kategorie C, D). Z terénních pozorování je možné vyvodit závěr, že druhy se intenzivně šíří do přírodě blízkých biotopů z míst, kde v ochranné zóně EVL (kategorie D, E) probíhá buď intenzivní disturbance (těžba), nebo došlo ke změně využívání ploch. Významným zdrojem šíření celíků je intravilán obcí a na volnou krajinu navazující zahrady. Křídlatky se v mapovaných EVL vyskytovaly nejméně, průměrná velikost invadovaných ploch byla okolo 100m² (podrobné výsledky viz Příloha 1). Nebyl zjištěn žádný významný faktor ovlivňující invazi, taxony se vyskytují v okolí vodních toků, lidských sídel a silnic. Významně jsou zastoupena člověkem narušená stanoviště v okrajových zónách EVL (kategorie D), ale druhý nejvyšší je výskyt v evropsky významných biotopech kategorie A. Značná invadovanost prioritních stanovišť je dána přítomností křídlatek na březích větších vodních toků.

4. Rozšíření IAS v EVL a úroveň ohrožení jednotlivých zón ochrany

Na základě dat o výskytu druhů v jednotlivých zónách ochrany uvnitř a v okolí EVL byla provedena regresní analýza výskytu IAS v zóně evropsky významných stanovišť, tedy v prioritních zónách EVL (kategorie A) v závislosti na základě výskytu druhů v ostatních zónách EVL. Pro všechny mapované IAS byla zjištěna pozitivní závislost mezi invadovaností zóny evropsky významných stanovišť (kategorie A) a obalovou zónou zejména mimo EVL (kategorie E) a dvou zón ochranných (kategorie C, D) (Obr. 1.) Model zahrnující jako vysvětlující proměnné invadované plochy v kategoriích E a D vysvětluje 85% variability invadované plochy v kategorii A ($\log \text{plocha IAS A} = 0,55 (\log \text{plocha IAS E}) + 0,27 (\log \text{plocha IAS D})$, $R^2 = 0,85$). Invadovanost kategorií C a D je spolu korelována, proto nebyla kategorie C ve výsledném modelu použita. Vztah mezi invadovaností stanovišť kategorie A a kategorie B je též pozitivní, ale model vysvětluje menší procento variability závislé proměnné (Obr. 1). Na Obr. 1 jsou ukázány parciální korelace pro *Heracleum mantegazzianum*. Z výsledků je zřejmá závislost invadovanosti vnitřních chráněných částí EVL na stavu invadovanosti bezprostředního okolí EVL.

Na základě dat o výskytu jednotlivých druhů byly vytvořeny mapy maximálního rozšíření pomocí metody SDM. Z nich je možné vytipovat lokality přímo ohrožené invazí daného druhu. Jako příklad je uveden výsledek modelu MAXENT pro EVL Soos (Obr. 2). Model MAXENT byl vybrán jako nejvhodnější pro konstrukci maximálního rozšíření druhu *H. mantegazzianum* na základě hodnotících statistik (viz metodika). Modely byly provedeny pro každý mapovaný IAS zvlášť a pro každé mapované území zvlášť. Hodnocení jednotlivých modelů na základě evaluačních charakteristik a podrobnější rozbor získaných výsledků je nad rámec tohoto článku. Proto byl vybrán pouze jeden ilustrační příklad použití modelování SDM v ochranné praxi. Na základě výsledků modelu jsou vytipovány lokality, kde je výskyt druhů pravděpodobný a je nutné jim věnovat zvýšenou pozornost

při monitoringu výskytu daného IAS. Na základě výsledků modelů je možné též do mapy maximálního rozšíření promítnout ohroženost jednotlivých zón ochrany. Z výsledků modelů vyplývá, že většina EVL je ohrožena zejména v okrajových částech a v souvislosti s některým vektorem šíření propagulí IAS (vodní tok, cestní síť, kontakt s intavilánem). Jako silný vektor šíření, zejména v lesních porostech všech kategorií ochrany (včetně kategorie A) se jeví lesní těžba. Podrobná data závislosti lesní těžby v okolí prioritních biotopů EVL nejsou dosud zpracována.

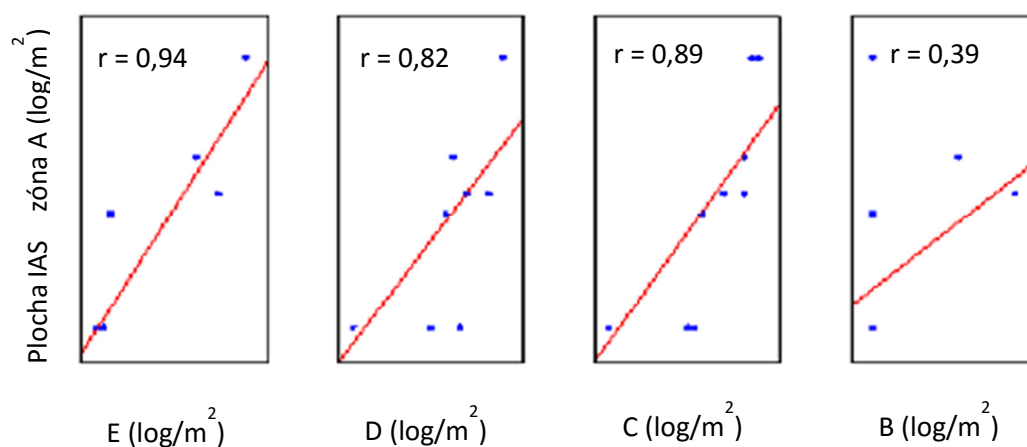
Tab. 1: Počet výskytů v jednotlivých EVL pro mapované druhy. Druhy rodu *Solidago* a taxony rodu *Fallopia* jsou přiřazeny pouze do rodu, přestože mapovány byly zvlášť. Výskyty jednotlivých taxonů jsou uvedeny v originálních datech (elektronická příloha 1). Počty lokalit jsou uvedeny pro oblast kilometrové zóny okolo EVL/uvnitř EVL. Počet výskytů celkem je počet lokalit pro jednotlivé mapované lokality.

Název EVL	Rozloha EVL (km ²)	Rozloha mapované oblasti (km ²)	Počet výskytů (mimo / v EVL)				Počet výskytů celkem
			<i>Solidago</i> spp.	<i>I. glandulifera</i>	<i>H. mantegazzianum</i>	<i>Fallopia</i> spp.	
Berounka	1,4	48,1	12/0	53/14	0	4/0	95
Chlumská stráň	1,2	13,1	5/0	11/0	0	0	20
Bohyňská lada, Chmelník, Lotarův vrch	3,8	16,8	11/1	0	0	10/0	26
Bystřina - Lužní potok	11,3	30,1	129/33	0	5/0	17/7	226
Kladské rašeliniště	26,7	58,5	0	0	57/12	0	99
Kokořínsko	95,5	226,8	554/249	5/0	0	44/30	1113
Kopistská výsypka	3,3	6,4	60/20	0	0	10/0	113
Krásenské rašeliniště	1,5	10,3	2/0	3/0	0	0	13
Labské údolí	13,2	52,3	316/78	27/493	0	3/34	1026
Pramenské pastviny							32
Raušenbašská lada	5,0	19,2	1/0	0	32/0	0	41
Široké blato	1,0	5,3	1/0	0	0	0	1
Soos	4,6	22,5	15/0	0	96/7	0	123
Stropnice	12,7	43,0	26/13	3/14	0	13/4	77
Teplá s přítoky a Otročínský potok	1,1	14,5	0	0	27/0	0	60
Třeboňsko - střed	1,1	16,6	17/1	7/8	0	1/0	38

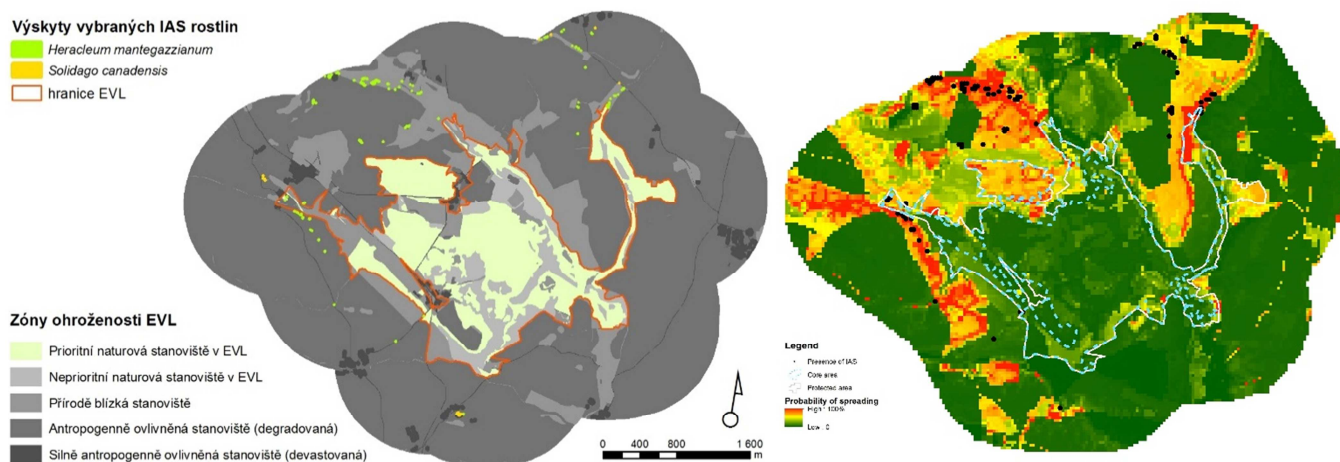
Týřov - Oupořský potok	13,4	44,6	27/0	10/0	0	2/0	48
U bunkru	0,6	8,3	0	0	26/0	0	27
Úpolínová louka – Křížky	6,9	23,8	0	0	0/9	0	24

Tab. 2: Plochy výskytu jednotlivých IAS v jednotlivých kategoriích ochrany uvnitř EVL av kilometrové buffer zóně v okolí hranic EVL. Plochy jsou uvedeny v m².

Kategorie ochrany EVL	<i>H. mantegazzianu</i> m	<i>Solidago ssp.</i>	<i>I.glandulifera</i>	<i>Fallpia ssp.</i>
A	31 208	233	719	224
B	1 699	118 408	160	757
C	154 050	401 438	961	336
D	97 121	471 413	767	120
E	78 285	165 742	292	548



Obr. 1: Závislost invadovanosti evropsky významných biotopů v rámci EVL (kategorie A) na invadovanosti ostatních kategorií ochrany EVL a jejich bezprostředního okolí (kategorie B, C, D, E) pro druh *H. mantegazzianum*. Na ose x jsou znázorněny invadované plochy v jednotlivých kategoriích ochrany kromě kategorie A.



Obr. 2: Výsledky modelu MAXENT pro druh *H. mantegazzianum* v EVL Soos. Modré kruhy naznačují lokality se zvýšeným rizikem rozšíření a prioritního monitoringu šíření konkrétního invazního druhu.

5. Využití predikčních modelů pro efektivní včasnou detekci nových výskytů IAS a ochranu EVL

Predikční modely distribuce druhů (species distribution models) jsou moderním nástrojem k predikci výskytu druhů zejména v nadregionálním a regionálním měřítku. Jejich využití pro predikce v lokálním měřítku jsou dosud hojně diskutovány. Z výsledků projektu plyne, že predikční přesnost je silně ovlivněna počtem výskytů druhu v daném modelovaném území, geomorfologií terénu a zejména přítomností silného vektoru šíření druhu, jako je např. velký vodní tok. Srovnáním hodnotících kritérií jednotlivých modelů byla zjištěna též různá kvalita vyváženosti a citlivosti modelů v různých typech modelovaných území (Příloha 2). Získané výsledky je možné shrnout do následujícího: typ predikčního modelu je nutné vybrat dle počtu výskytů IAS a charakteru území, modely je vhodné využít při větším počtu lokalit druhů v okolí EVL či přímo na jejích okrajích (např.

Obr. 2) a modely nejsou silným predikčním nástrojem ve chvíli, kdy je území z geomorfologického hlediska determinováno přítomností velkého vodního toku, a to zejména ve chvíli, kdy předmětem ochrany jsou habitaty vázané přímo na tento vodní tok. V případech malého počtu výskytů druhu či nutné ochrany habitatů vázaných na vodní tok je vhodnější pro včasnou detekci použít mechanistické modely šíření. Modely vytvořené pro jednotlivá EVL jsou uvedeny v Příloze 3.

Souhrn:

V aktivitě zaměřené na ohrožení EVL invazemi nepůvodními druhy vyšších rostlin (IAS) bylo zjišťováno rozšíření jednotlivých druhů a faktory ovlivňující jejich šíření do volné krajiny a přírodě blízkých biotopů. Bylo vybráno 23 EVL různých velikostí a charakteru biotopů. Na území EVL a přilehlém okolí byly zmapovány invadované plochy vybraných druhů vyšších rostlin (*Fallopia* ssp., invazní druhy rodu *Solidago*, *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera*) včetně typu biotopu výskytu a potenciálního vektoru šíření. Tato zpráva shrnuje výskyt vybraných invazních nepůvodních druhů, definuje nejvýznamnější faktory podmiňující šíření invazních druhů rostlin a hodnotí ohroženost evropsky významných stanovišť v rámci jednotlivých EVL. Z výsledků vyplývá, že ohrožení evropsky významných stanovišť v rámci EVL je malé, plošně do 0,5% celkové plochy. Invazní druhy se však vyskytují významně v okrajových zónách EVL a v jejich bezprostředním okolí. Specificky je výskyt IAS v chráněných lokalitách či jejich bezprostředním okolí vázán na určité druhy lidských aktivit, jako je lesní těžba či neohrazený intravilán - volný přechod mezi zahradami a volnou krajinou v okolí EVL. Významnými faktory šíření jsou zejména vodní toky a cesty, kromě cest pro pěší. Generalizace výskytu jednotlivých druhů není možná, jelikož jednotlivé studované EVL jsou od sebe navzájem velmi odlišné jak v přítomnosti jednotlivých druhů, tak v jejich abundanci. Přítomnost jednotlivých invazních druhů se liší dle geomorfologie EVL a v ČR dle geografické oblasti. Pro návrh managementu a detekci lokalit prioritně ohrožených invazí bylo využito modelování (species distribution models) maximálního výskytu dle vhodnosti podmínek prostředí. Pro jednotlivé EVL byly vytvořeny mapy výskytu invazních druhů vyšších rostlin a na základě modelů vytvořen plán ochranných opatření proti šíření IAS vybraných EVL.

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že není možná generalizace ohledně úspěšnosti managementových opatření a jejich úspěšnosti v ochraně biotopů EVL. Z předběžné analýzy dostupných dat ohledně četnosti likvidačních zásahů proti jednotlivým druhům IAS (kompletní data ještě nejsou statisticky zpracována, a to z důvodu jejich špatné evidence a zároveň nesourodosti v jednotlivých územích) je možné provést následující shrnutí:

Management IAS a zároveň ochranná zonace EVL je plně funkční v lokalitách, kde nejsou chráněné biotopy v okolí větších vodních toků. V takových případech EVL je možné uplatňovat princip odstupňované ochrany jednotlivých zón. Velmi důležitý je pak management IAS v okolí EVL, kde efektivita managementu závisí jednak na míře úspěšnosti eliminačních zásahů na okrajích EVL (mimo např. evropsky významná stanoviště) a zároveň na dění v okolí EVL a výskytu tzv. „hot spots“ šíření IAS. V těchto případech je vhodné monitorovat lokality IAS s využitím modelů potenciálního šíření jednotlivých druhů, založených na analýze habitatové preference invazního druhu a analýzy charakteristik EVL. Modely pak mohou být užitečným pomocníkem při vyhledávání nových lokalit IAS a tzv. včasné detekce a následné rychlé eradikace nově vznikajících lokalit IAS. Jako příklad

z mapovaného setu EVL mohou sloužit lokality invadované *Heracleum mantegazzianum* a invazními druhy rodu *Solidago*.

Nevhodný je tento přístup na lokalitách, kde chráněnými biotopy jsou větší vodní toky a jejich bezprostřední okolí. Výskyty invazních druhů jako jsou druhy rodu *Fallopia* a *Impatiens glandulifera* jsou soustředěny zejména do pobřežních oblastí, jejich výskyt je ovlivněn zejména přítomností vodního toku coby vektoru šíření IAS. V těchto případech není možné využívat ani modelů šíření druhů (modely vyliší celou oblast okolí toku jako potenciálně ohroženou) pro včasnou detekci. Zároveň eliminační zásahy často postrádají smysl pouze na území EVL, a to zejména z toho důvodu, že nejsou koordinovány v rámci celého toku, případně povodí. U lokalit jako je EVL Labské údolí je zřejmé, že správný přístup ani nelze v reálném světě aplikovat. V tomto případě, bohužel, nezbyvá než se s přítomností IAS smířit a neplýtvat finančními prostředky a energií na jejich likvidaci. Ovšem logickým následkem je pak zánik některých typů pobřežních společenstev. Jedinou možnou cestou v tomto případě by byl silný program ochrany přírody založený na třech pilířích, a to na celostátní koordinaci, dlouhodobém monitoringu managementových opatření a práce s veřejností ve smyslu osvěty a vzdělávání.

Výsledky projektu budou publikovány v odborném časopise, článek je momentálně v recenzním řízení v časopise *Conservation and Diversity* (Příloha 4). Výsledky týkající se využití predikčních modelů v lokálním monitoringu IAS byly prezentovány na konferenci EMAPI 2017 v Lisabonu (Příloha 2) a budou též publikovány v odborném časopise. Výsledky důležité pro pracovníky ochrany přírody ČR budou publikovány v časopise *Příroda* (Příloha 5).