

Disertační práce „Šíření vybraných invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky“ byla vypracována v prezenčním doktorském studiu na Katedře aplikované ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze.

Uchazeč: Ing. Jana Pěkníková

Obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Školitel: doc. Ing. Kateřina Berchová, PhD.

Oponenti:

Ing. Jan Pergl, PhD. (BÚ AV ČR, v. v. i.)

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D. (PřF, UK)

Prof. RNDr. Karel Prach, CSc. (PřF, JU)

Autoreferát byl rozeslán dne:

.....

Obhajoba disertační práce se koná dne 12. září 2017 v v místnosti

.....

Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze, Kamýcká 129, Praha 6.

S disertační prací je možné se seznámit na Oddělení pro vědu a výzkum FŽP, ČZU v Praze, Kamýcká 129, Praha 6.

SHRNUTÍ

Šíření invazních druhů rostlin závisí na mnoha faktorech. Mezi ty klíčové patří ekologické nároky na stanoviště, druhová skladba invadovaného společenstva, vzdálenost od vektoru šíření, stupeň narušení lokality člověkem, land-use. Typy biotopů odráží výše zmiňované ekologické nároky a po identifikaci k invazi náchylných lokalit by mohly být vhodným prediktorem pro následné šíření invazních druhů rostlin.

Disertační práce shrnuje výsledky 3 publikací, které se věnují šíření invazních druhů rostlin. Bolševník velkolepý (*Heracleum manteagazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), druhy rodu křídlatka (*Fallopia* spp.) a druhy rodu zlatobýl (*Solidago* spp.) byly podrobně mapovány ve vegetační sezoně 2013-2015 v chráněných územích a jejich okolí. Následně byly vytvořeny a testovány modely šíření druhů pro každou uvedenou skupinu invazních druhů rostlin. Cílem výzkumu bylo dále testovat vhodnost použití vrstvy biotopů z mapování Natura 2000 a dalších environmentálních proměnných pro tvorbu modelů šíření invazních druhů.

Z výsledků vyplývá, že vhodné proměnné pro modelování na úrovni lokálního měřítka jsou typy biotopů, typy půd, nadmořská výška a vzdálenost od vodní a cestní sítě. Modely GBM, GAM a také model MAXENT dosahovaly z testovaných modelů nejlépe hodnocených výsledků. Zjistili jsme, že při konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů a rozloze areálu. Použití predikčního modelu pro chráněná území lokálního měřítka by mělo především pomoci při plánování managementu pracovníkům ochrany přírody. Díky tomuto nástroji by mohli vytipovat lokality, kam se invazní druhy budou rozšiřovat a zaměřit se na ně při plánování zásahů.

SUMMARY

The invasive species spread depends on several ecological factors. These factors included different environmental requirements on invaded area, invaded community composition or distance from the spreading vector, effect of human activities and land-use. etc. Habitat type contains these factors and could be useful predictor for the invasive plant spread.

Disertation thesis concludes results from 3 manuscripts focused on invasive plant spread. Giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*), Knotweed taxa (*Fallopia* spp.) and Goldenrod taxa (*Solidago* spp.) have been mapped in protected areas during vegetation season 2013-2015. Species distribution models for each of listed group of invasive plant species were then created and tested by evaluation characteristics. The aim of the research was analyze habitat layer from the Natura 2000 mapping and other environmental variables as environmental predictor, suitable for the species distribution models.

The results show that suitable variables for modeling at a local scale are habitat types, soil types, altitudes and distance from water and road networks. The models GBM, GAM, and MAXENT achieved the best-rated results. We concluded that the accuracy of the models depends primarily on the number of occurrences and the area of the site. The use of the prediction model for protected areas on a local scale should primarily help conservation workers for planning suitable management. Thanks to this tool, they could identify sites where invasive species will spread and focus on planning their regulation.

ÚVOD

Invasní druhy představují hrozbu nejen pro biologickou rozmanitost (Davis, 2003), ale mohou způsobit změny v ekosystémových funkcích (např. Vítková, et al. 2016), ohrozit zdraví člověka (Follak et al., 2013) a také způsobit hospodářské škody (Vilà et al., 2010).

V České republice se v současnosti vyskytuje 1 454 nepůvodních druhů rostlin, z nich je 61 invazních (Pyšek et al., 2012b). Oblastmi s největší hustotou invazních druhů v české krajině, jakož i nejvyšší invadovaností rostlinných společenstev a jejich stanovišť jsou města, vesnice a jejich okolí (Lososová et al., 2012; Pyšek et al., 2012a). Města představují tzv. tepelné ostrovy umožňující existenci a postupnou adaptaci druhů teplomilných, které by se v přirozených podmínkách nebyly schopny rozmnožovat (Křivánek et al., 2004). Dále se velké množství invazních druhů vyskytuje v oblastech s krajinou narušenou po těžbě uhlí na severu Čech a Moravy, zemědělské krajině a výsadbě dřevin v teplých nížinách, zejména na jižní Moravě a ve středních a východních Čechách (Pyšek et al., 2012a). Často dochází k obsazování lokalit ruderních bylinných vegetací, orné půdy, křovinných porostů a porostů pionýrských lesních vegetací u lesních pasek a porostů nepůvodních dřevin. Žádné nebo jen málo nepůvodních druhů rostlin se vyskytuje v extrémních a na živiny chudých biotopech, např. rašeliniště, vřesoviště a vysokohorské trávníky (Sádlo et al., 2007).

Stupeň zasažení invazemi v chráněných územích, se obdobně jako v ostatních územích, značně liší v závislosti na geografických podmínkách, klimatu, a především intenzitě činnosti člověka. Obvykle bývají invazemi málo zasaženy horské lokality, avšak většina chráněných území je situována v lokalitách již zasažených invazemi, jako jsou nížinné areály a koridory velkých řek (Chytrý et al., 2009). Dle publikace Pyšek et al. (2002), počet nepůvodních druhů často pozitivně koreluje s počtem původních druhů v chráněných územích a zároveň s počtem návštěvníků, kteří se stávají významným faktorem pro jejich šíření. Dle publikace Braun et al. (2016), byly nejčastější zásahy pracovníků ochrany přírody ve střední Evropě vedeny proti široce rozšířeným invazním druhům křídlatky japonské (*Fallopia japonica*), bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a netýkavky žláznaté (*Impatiens grandulifera*).

Šíření invazních druhů rostlin závisí na mnoha aspektech. Mezi tyto aspekty patří ekologické nároky na stanoviště, saturace živinami, druhová skladba společenstva, vzdálenost od vektoru šíření atd. (Bímová et al., 2004; Křivánek et al., 2004; Richardson, et al., 2000). O tom, zda bude daná lokalita invadována, závisí na stupni narušení lokality člověkem a způsobu užívání krajiny (land-use). Právě typy biotopů odráží výše zmiňované ekologické podmínky, jako jsou vlhkostní poměry, druhové složení, land-use atp. Z těchto faktorů náchylnosti sekundárních areálů k invazi plyne, že po identifikaci ohrožených typů lokalit (tzn. biotopů), by bylo možné pomocí nástrojů predikovat šíření invazních druhů. Těmito nástroji jsou myšleny modely predikce šíření invazních rostlin, mezi které patří modely šíření druhů na lokální úrovni (např. Jimenez-Valverde, A. et al. 2011; Kollmann et al. 2009; Nehrbass et al. 2007). Z dosavadních poznatků vyplývá, že existuje velké množství nejen modelovacích technik, ale také testovaných environmentálních proměnných odrážejících prostředí pro šíření invazních druhů (více např. Crall et al. (2013); Elith et Leathwick (2009), Guisan et Thuiller, (2005)).

Jedním z cílů našeho výzkumu bylo vytvoření predikčního modelu pro chráněná území lokálního měřítka, který by pomohl při plánování managementu pracovníkům ochrany přírody. Díky tomuto nástroji by mohli vytipovat lokality, kam se invazní druhy budou rozšiřovat a zaměřit se na ně při plánování managementových zásahů.

CÍLE PRÁCE

- Zmapovat výskyty vybraných invazních druhů rostlin ve vybraných chráněných územích
- Testovat vhodnost použití vrstvy biotopů z mapování Natura 2000 jako jedné z environmentálních proměnných pro tvorbu modelů šíření invazních druhů rostlin
- Testovat další vhodné environmentální proměnné použitelné pro tvorbu modely šíření invazních druhů rostlin a ověřit použitelnost nově vzniklé konsolidované vrstvy ekosystémů
- Vytvořit a testovat modely šíření invazních druhů rostlin pro bolševník velkolepý (*Heracleum manteagazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), druhy rodu křídlatka (*Fallopia* spp.) a druhy rodu zlatobýl (*Solidago* spp.), šířících se v chráněných územích
- Testovat modely pro další lokality chráněných území, a to zejména evropsky významné lokality v rámci České republiky

VÝSTUPY DISERTAČNÍ PRÁCE

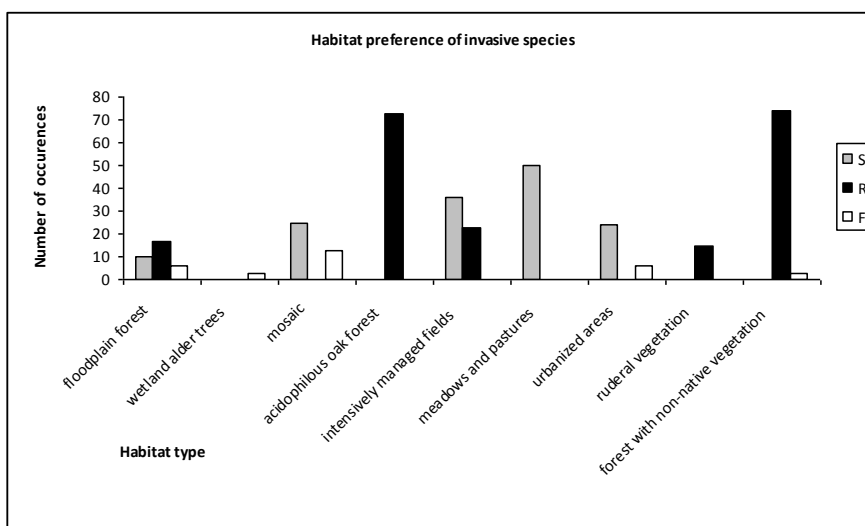
Pěkníková, J., Petrus D., Berchová-Bímová, K. (2015): Application of Natura 2000 data for the invasive species spread prediction. Scientia Agriculturae Bohemica 46, 159-166.

Cílem analýz bylo testovat vhodnost vrstvy z mapování biotopů Natura 2000 a určit vhodné měřítko pro čtvercovou síť, následně použitou pro predikční modely šíření invazních druhů rostlin v CHKO Kokořínsko. Dále jsme vyhodnotili typy preferovaných biotopů, kde se vybrané invazní druhy rostlin nejčastěji vyskytovaly. Součástí výstupů byly pilotní výsledky predikčních modelů šíření invazních druhů rostlin.

K testování byla použita terénní data výskytu invazních rostlin rodu křídlatka (*Fallopia* spp.), rodu zlatobýl (*Solidago* spp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) zmapovaná v sezóně 2013 na území CHKO Kokořínsko. Celkem bylo na ploše 80 km² zaznamenáno 495 výskytů vybraných invazních druhů rostlin, z nichž nejvíce rozšířené byly *Solidago* spp. (188 výskytů) a *Robinia pseudoacacia* (266 výskytů). Tyto druhy nejsou nijak CHKO Kokořínsko regulovány a nejčastěji se šíří podél cestní sítě, na neobhospodařovaných loukách až k okrajům lesa. *Fallopia* spp. a *Heracleum mantegazzianum* jsou pracovníky správy již několik let zaznamenávány a likvidovány, přesto se opakovaně vyskytují na stejných lokalitách a dále se šíří. Nejčastěji obsazovaly biotopy v blízkosti lidských sídel (Obr. 1).

Z výsledků srovnání různých rozměrů čtverců, vstupujících následně do modelů šíření (Tab. 1), bylo vyhodnoceno: (a) s rostoucí generalizací vrstvy biotopů rostla shoda s biotopy zaznamenanými v terénu; pro účely tvorby modelu šíření s co nejpřesnějším lokálním měřítkem se však již měřítko rastru 50 × 50 m jeví jako velmi generalizované, přesto použitelné. Optimální škála rastrové sítě tak byla vyhodnocena s rozměry 30 × 30 m; (b) srovnáním terénních dat a mapových podkladů byly typy biotopů z mapování Natura 2000 vyhodnoceny jako vhodná a relativně podrobná environmentální proměnná pro modely šíření invazních druhů.

Z následných pilotních výsledků modelů šíření (pro každý druh byla vytvořena sada modelů) byly vyhodnoceny na základě evaluačních metod jako nejvhodnější modely GBM a GAM, model MAXENT dosahoval také velmi dobrých výsledků (Tab. 2, Obr. 2).



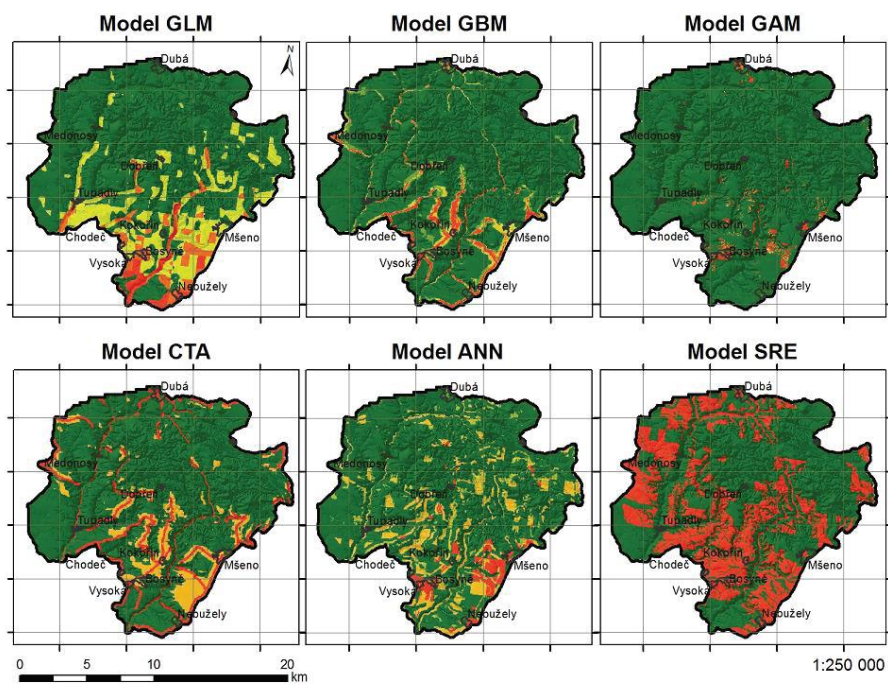
Obr. 1: Zastoupení výskytů *Solidago* spp. (S), *Robinia pseudoacacia* (R) a *Fallopia* spp. (F) v biotopech Natura 2000 v CHKO Kokořínsko.

Tab. 1: Srovnání přesnosti protnutí výskytů *Solidago* spp., *Robinia pseudoacacia* a *Fallopia* spp. s biotopy v terénu a vrstvy mapování biotopů pro měřítko (a) 20 × 20 m, (b) 30 × 30 m a (c) 50 × 50 m v CHKO Kokořínsko.

(a)	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	43	145
<i>Robinia pseudoacacia</i>	57	209
<i>Fallopia</i> species	6	35
(b)	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	23	165
<i>Robinia pseudoacacia</i>	30	236
<i>Fallopia</i> species	3	38
(c)	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	16	172
<i>Robinia pseudoacacia</i>	22	244
<i>Fallopia</i> species	3	38

Tab. 2: Shrnutí výsledků modelování pomocí evaluačních technik (TSS, ROC, KAPPA, POD) pro *Fallopia* spp., *Solidago* spp. a *Robinia pseudoacacia* v CHKO Kokořínsko.

Species	Nr. of localities	Model type	Evaluation characteristic			
			TSS	ROC	KAPPA	POD
<i>Fallopia</i> sp.	107	GAM	0,982	0,992	0,069	1,000
		GBM	0,824	0,936	0,000	0,955
		CTA	0,763	0,893	0,000	0,955
		GLM	0,563	0,801	0,004	0,818
		ANN	0,517	0,772	0,005	0,727
		SRE	0,555	0,778	0,002	0,909
<i>Solidago</i> sp.	980	GAM	0,982	0,992	0,069	1,000
		GBM	0,824	0,936	0,000	0,955
		CTA	0,763	0,893	0,000	0,955
		GLM	0,563	0,801	0,004	0,818
		ANN	0,517	0,772	0,005	0,727
		SRE	0,555	0,778	0,002	0,909
<i>H. mantegazzianum</i>	5	GAM	1,000	1,000	1,000	1,000
		GBM	1,000	1,000	0,000	1,000
		CTA	0,921	0,968	0,000	1,000
		GLM	0,979	0,990	0,005	1,000
		ANN	0,000	0,498	0,001	0,000
		SRE	0,000	0,498	0,000	0,000



Obr. 2: Srovnání predikčních map pro šíření *Fallopia* spp. v CHKO Kokořínsko. Červená barva značí lokality s největší pravděpodobnosti invaze, zelená barva značí nejmenší pravděpodobnost dalšího šíření.

Pěkníková, J., Berchová-Bímová, K. (2016): Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants. *Journal for Nature Conservation* 34, 1-7.

Modely šíření druhů byly zkonstruovány pro vybrané invazní druhy rostlin v CHKO Kokořínsko a následně byla vyhodnocena jejich přesnost pomocí rozdílných evaluačních technik (Tab. 3). Dále byly testovány vhodné environmentální proměnné (vrstva mapování biotopů, konsolidovaná vrstva ekosystémů, půdní typy, nadmořská výška, sklonitost, průměrné srážky, vzdálenost od vodních a silničních sítí), odrážející podmínky pro šíření invazních druhů rostlin (Tab. 4). Predikční modely šíření druhů byly následně aplikovány pro maloplošná chráněná území (menší území mimořádných hodnot; zahrnující národní přírodní rezervace, přírodní rezervace, národní přírodní památky a přírodní památky) a určeny ohrožené lokality (Obr. 3). Na základě vyhodnocení vhodného modelu a vhodných proměnných bylo cílem z výsledků analýz určit lokality potenciálně ohrožené invazí (Tab. 5).

Pro *Solidago* spp. (239 prezenčních gridů) byly vyhodnoceny jako vhodné typy modelů šíření druhů především modely GBM a MARS. Jako vhodné typy modelů pro *Heracleum mantegazzianum* (4 prezenční gridy) a *Fallopia* spp. (27 prezenčních gridů) byly vyhodnoceny modely GAM, GBM a ANN. Díky menšímu počtu výskytů byla predikční síla modelů o poznání nižší. Pro použití při tvorbě modelů šíření druhů pro lokální měřítko z environmentálních proměnných byly vyhodnoceny jako vhodné především vrstvy mapování biotopů, typy půd a vzdálenost od vektorů šíření. Typ biotopů a typy půd byly vyhodnoceny jako environmentální proměnné důležité pro šíření *Solidago* spp., zatímco vzdálenost od cestní a vodní sítě spolu s nadmořskou výškou jsou důležité pro šíření *Fallopia* spp. Pro *Heracleum mantegazzianum* vycházela nadmořská výška a typy ekosystémů jako stěžejní faktory šíření, ale vzhledem k celkovému malému počtu výskytu v mapovaném území nebyly vyhodnoceny tyto proměnné jako signifikantní. Ze 14 testovaných maloplošných chráněných území (MCHÚ) jich bylo 12 identifikováno jako ohrožené invazí a to zejména šířením druhu rodu *Solidago* spp., 8 MCHÚ ohroženo invazí druhů *Fallopia* spp. a 7 MCHÚ ohroženo invazí *Heracleum mantegazzianum*.

Souhrnně lze konstatovat, že stěžejní pro přesnost modelů šíření druhů je množství prezenčních výskytových dat vstupujících do modelu. Při konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů vzhledem k rozloze mapovaného území. Dále platí, že pro různé typy modelů jsou vhodná jiná data: např. pro modely GBM více než 100 lokalit/ 100 km², pro modely GAM více než 50 lokalit/ 100 km² a při méně než 20 lokalitách/100 km² je predikční síla modelů nízká. U lokalit s nízkým počtem výskytů je lepší pravidelný monitoring, než aplikace predikčních modelů šíření.

Tab. 3: Srovnání modelovacích algoritmů na základě evaluačních technik (TSS, ROC, KAPPA) pro *Solidago* spp., *Fallopia* spp. a *Heracleum mantegazzianum* v CHKO Kokořínsko.

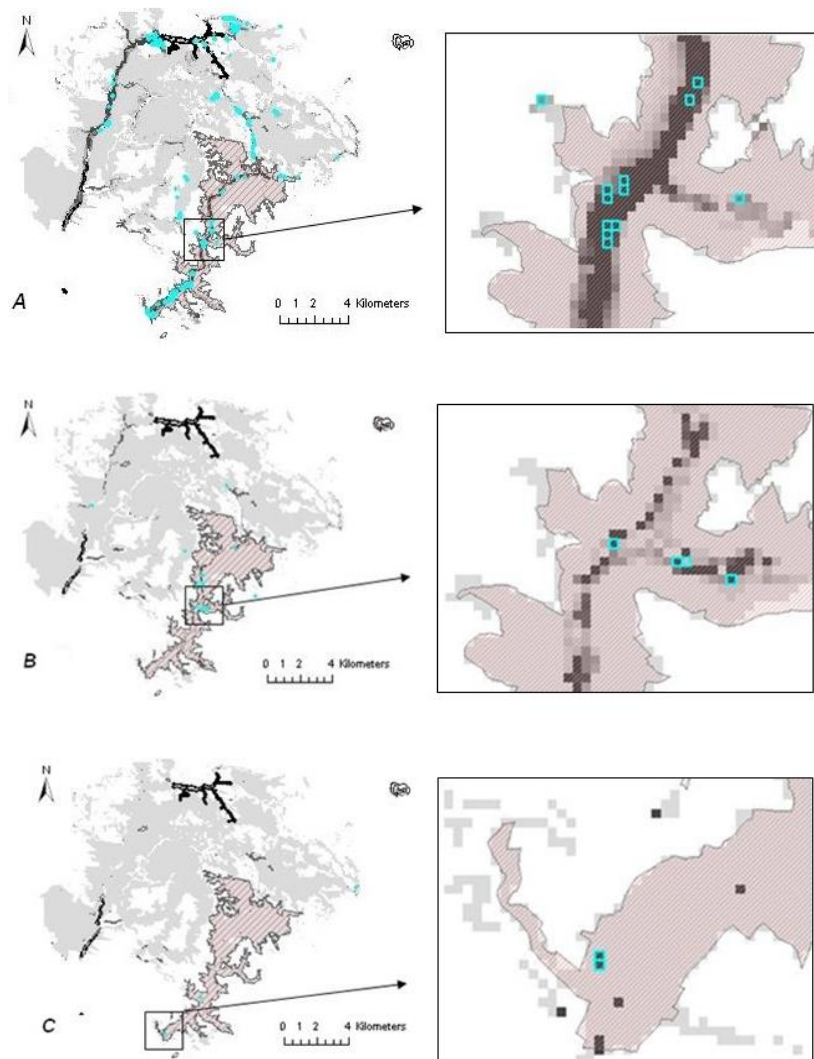
Species	Evaluation technique	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
<i>Solidago</i> spp.	TSS	0.499	0.806	0.791	0.726	0.655	0.652
	ROC	0.793	0.961	0.946	0.886	0.873	0.856
	KAPPA	0.030	0.206	0.158	0.66	0.077	0.123
<i>Fallopia</i> spp.	TSS	0.518	0.968	0.996	0.808	0.814	0.000
	ROC	0.758	0.996	0.998	0.904	0.914	0.914
	KAPPA	0.001	0.018	0.038	0.004	0.02	0.000
<i>Heracleum m.</i>	TSS	0.972	0.000	1.000	0.997	0.997	NA
	ROC	0.986	0.500	0.974	0.974	0.999	NA
	KAPPA	0.006	0.000	0.003	0.006	0.006	NA

Tab. 4: Srovnání modelovacích algoritmů a environmentálních charakteristik (typ půdy, typ biotopu, vzdálenost od vodního toku, nadmořská výška, sklonitost, průměrné srážky, vzdálenost od cestní sítě, land cover) pro *Solidago spp.*, *Fallopia spp.* a *Heracleum mantegazzianum* v CHKO Kokořínsko.

<i>Solidago spp.</i>	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	0.999	0.269	0.267	0.519	0.223	0.480
Habitat	0.00	0.127	0.318	0.561	0.195	0.676
Water distance	0.001	0.138	0.038	0.441	0.461	0.445
Elevation	0.562	0.083	0.123	0.491	0.552	0.102
Slope	0.000	0.046	0.087	0.074	0.166	0.000
Precipitation	0.000	0.061	0.216	0.212	0.069	0.000
Distance road	0.007	0.397	0.329	0.243	0.476	0.415
Land cover	0.000	0.046	0.192	0.177	0.206	0.131
<i>Fallopia spp.</i>	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	0	0.310	0.397	0	0.339	0
Habitat	0	0.430	0.597	0	0.412	0.999
Distance water	0	0.375	0.465	0	0.366	0
Elevation	0.997	0.612	0.753	0.473	0.824	0
Slope	0.009	0.200	0.643	0.171	0.630	0
Precipitation	0	0.624	0.667	0	0.145	0
Distance road	0	0.978	0.763	0.999	0.770	0
Land cover	0.039	0.215	0.353	0	0.532	0
<i>Heracleum</i>	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	0.659	0	0.270	0.000	0.314	NA
Habitat	0.190	0.001	0.869	0.000	0.763	NA
Distance water	0.042	0.204	1.000	0.786	1.000	NA
Elevation	0.998	0.461	1.000	1.000	1.000	NA
Slope	0	0.345	0.551	0.000	0.610	NA
Precipitation	0.302	0.415	0.853	0.000	0.558	NA
Distance road	0	0.001	0.869	0.000	0.895	NA
Land cover	0.946	0.516	1.000	0.838	0.882	NA

Tab. 5: Data výskytů *Solidago spp.*, *Fallopia spp.* a *Heracleum mantegazzianum* na celém mapovaném území, v MCHÚ, počet invadovaných MCHÚ a počet potenciálně ohrožených MCHÚ v CHKO Kokořínsko

	Total number of occurrences	Occurrences in SPA	SPA occupied by invasive plant	SPA threatened by invasion
<i>Solidago spp.</i>	239	103	3	12
<i>Fallopia spp.</i>	17	13	1	8
<i>Heracleum m.</i>	4	3	1	7



Obr. 3: Predikční mapy šíření v MCHÚ (zvýrazněny šrafováním) pro *Solidago* spp. (A), *Fallopia* spp. (B) a *Heracleum mantegazzianum* (C). Velikost jednotlivých gridů je 50 × 50 m, přičemž modrá barva značí prezenční výskyty invazních druhů rostlin a odstupňovaná černá barva značí pravděpodobnost dalšího šíření.

Vardarman, J., Berchová-Bímová, K., Pěkníková, J. (submit.): The role of protected areas zoning in invasive plant management. Odesláno do Biodiversity and Conservation.

Vybrané evropsky významné lokality (EVL) a jejich kilometrové obalové zóny byly rozděleny dle cennosti biotopů v závislosti na stupni ochrany území a antropogenních vlivů do několika zón a následně bylo hodnoceno rozšíření invazních druhů rostlin (Obr. 4). Dále byl hodnocen vliv environmentálních proměnných na šíření invazních druhů rostlin a také určeny nejvíce invadované biotopy (Obr. 5). Cílem výzkumu bylo vyhodnocení, zda odstupňované formy ochrany území (Tab. 6 -7) mohou pomoci při plánování eradikačních či regulačních zásahů proti invazním druhům rostlin.

Celkem bylo zmapováno 629 km² území zahrnující plochu samotných chráněných území (241 km²) a jejich kilometrové obalové zóny (Obr. 9). Výsledky ukazují, že i když je souhrnný počet jednotlivých výskytů invazních druhů rostlin v rámci zmapovaného území vysoký (celkem 3 222), nepředstavují tyto druhy pro stanoviště evropského významu plošnou hrozbu (podíl invadované plochy v EVL činí méně než 0,6 % z jejich celkové rozlohy). Zmapované výskyt se nachází převážně v obalových zónách EVL (58 %). V mapovaném území se nejvíce vyskytovaly porosty *Solidago* spp. (61,3 % z celkové invadované plochy), dále pak *Impatiens glandulifera* (19, 4 % z celkové invadované plochy) a porosty *Heracleum mantegazzianum* (zastoupení 18,3 % z celkové invadované plochy). Nejmenší plochu z invadovaných lokalit zabíraly porosty *Fallopia* spp. (kolem 1% z celkové invadované plochy). *Solidago* spp. se nejčastěji vyskytovaly v porostech neobhospodařovaných pastvin a luk, okrajů polí a na biotopech vzniklých po těžbě dřevin. *Heracleum mantegazzianum* upřednostňoval podobné biotopy jako *Solidago* spp. a to zejména intenzivně obhospodařované pastviny, okraje cest a mezické louky, zatímco porosty *Impatiens glandulifera* se vyskytovaly v podmáčených biotopech, jako jsou mokřady, vodní cesty a také porosty křovin. *Fallopia* spp. byly nalezeny na okrajích aluviálních a smíšených lesů, intenzivně obhospodařovaných luk a pastvin a při okrajích cest (Tab. 8). Stěžejním faktorem pro šíření je pak vzdálenost od vodního toku, jako zdroje šíření, menší význam pak měl faktor vzdálenosti od urbánních sídel.

Výskyt invazních druhů rostlin v jádrovém území EVL, zahrnujících nejcennější biotopy, byl pozitivně korelován s jejich vyšším výskytem v zónách s vyšším antropogenním tlakem v okolí daného chráněného území (Obr 11). Odlišná situace je u EVL, kde chráněné biotopy jsou přímo vázány na vodní tok a ten zároveň slouží jako vektor šíření některých invazních druhů rostlin (*I. glandulifera*, taxony rodu *Fallopia*).

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Site of Community Interest	SCI area (km ²)	Mapped area (km ²)	Number of occurrences (outside / inside SCI)				Total number of occurrences
			<i>Solidago</i> spp.	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Fallopia</i> spp.	
Berounka	1.4	48.1	12/0	53/14	0	4/0	83
Chlumská stráň	1.2	13.1	5/0	11/0	0	0	16
Bohyňská lada - Chmelník - Lotarův vrch	3.8	16.8	11/1	0	0	10/0	22
Bystřina – Lužní potok	11.3	30.1	129/33	0	5/0	17/7	191
Kladské rašelinště	26.7	58.5	0	0	57/12	0	69
Kokořínsko	95.5	226.8	554/249	5/0	0	44/30	882
Kopistská výsypka	3.3	6.4	60/20	0	0	10/0	90
Krásenské rašelinště	1.5	10.3	2/0	3/0	0	0	5
Labské údolí	13.2	52.3	316/78	27/493	0	3/34	951
Pramenské pastviny	0.005	3.4	0	0	0/34	0	34
Raušenbašská lada	5.0	19.2	1/0	0	32/0	0	33
Široké blato	1.0	5.3	1/0	0	0	0	1
Soos	4.6	22.5	15/0	0	96/7	0	118
Stropnice	12.7	43.0	26/13	3/14	0	13/4	73
Teplá s přítoky a Otročínský potok	1.1	14.5	0	0	27/0	0	27
Třeboňsko – střed	1.1	16.6	17/1	7/8	0	1/0	34
Týřov – Oupořský potok	13.4	44.6	27/0	10/0	0	2/0	39
U bunkru	0.6	8.3	0	0	26/0	0	26
Úpolínová louka – Křížky	6.9	23.8	0	0	0/9	0	9

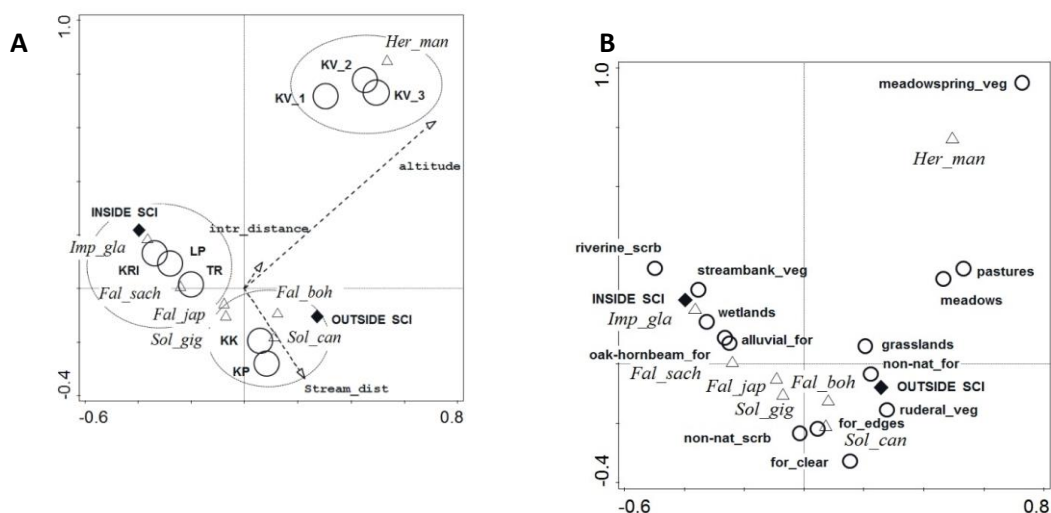
Obr. 4: Přehled počtu výskytů *Solidago* spp., *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia* spp. v jednotlivých EVL České republiky a jejich kilometrové obalové zóně

Tab. 6: Přehled rozlohy (v m²) jednotlivých zón v EVL a jejich kilometrové obalové zóně pro *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago* spp., *Impatiens glandulifera*, *Fallopia* spp.

SCIs protection zone category	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Solidago</i> spp.	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Fallopia</i> spp.	Percentage of invaded area (%)
A	31208	57233	122719	4224	0.30
B	1 699	118408	71160	1757	0.27
C	154 050	401438	114961	3 336	0.40
D	97 121	471413	47767	7 120	0.16
E	78 285	165742	27292	2 548	0.95
total invaded (%)	362363	1214234	383899	18985	0.27

Tab. 7: Porovnání invadovaných území pro *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago* spp., *Impatiens glandulifera*, *Fallopia* spp. v EVL v zóně A oproti ostatním zónám (B-E) pomocí Spearmanova korelačního koeficientu.

Species	Invaded area correlation coefficient			
	A-B	A-C	A-D	A-E
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0.58	0.91	0.84	0.94
<i>Impatiens glandulifera</i>	0.53	0.29	0.20	-0.22
<i>Solidago canadensis</i>	0.76	0.91	0.93	0.94
<i>Solidago gigantea</i>	0.48	0.47	0.48	0.78
<i>Fallopia jap. var. jap.</i>	0.68	0.10	0.22	0.18



Obr. 5: Kanonická korespondenční analýza (CCA) pro jednotlivé invazní druhy a (A) environmentální proměnné a (B) typy biotopů. Černé kosočtverce označují invazní druhy rostlin uvnitř a vně vybraných EVL. (A) šipky určují rostoucí nadmořskou výšku, vzdálenost od urbánních sídel a vzdálenost od vodního toku; (B) biotopy dle charakteristik Chytrý et al. 2010), sloučeny do kategorií.

Tab. 8: Zastoupení *Solidago* spp., *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia* spp. v jednotlivých kategoriích land use dle KVES.

CLE category	<i>Solidago</i> spp.	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Fallopia</i> spp.
Discontinuous urban fabric	11	0	3	9
Industrial and commercial units	0	0	1	2
Transport units	10	3	13	10
Dumps and construction units	0	0	0	0
Artificial urban green areas - recreation and sport areas	1	0	0	0
Arable land	2	0	0	0
Orchards and gardens	0	0	0	1
Intensive grasslands	22	6	26	10
Alluvial meadows	8	4	5	6
Dry grasslands	1	0	0	0
Mesic meadows	6	4	22	6
Heaths	0	0	0	0
Intensive coniferous forest	6	1	5	4
Intensive broad-leaved forest	2	2	0	6
Alluvial forest	7	5	7	16
Intensive mixed forest	7	3	8	11
Oak and oak-hornbeam forest	6	2	0	6
Ravine forest	0	2	0	0

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Beech forest	1	6	0	1
Dry pine forest	0	0	0	0
Natural shrub vegetation	2	9	0	1
Introduces shrub vegetation	2	6	2	3
Wetlands and littoral vegetation	1	20	0	2
Peatbogs and springs	0	0	0	0
Swamp	0	1	0	2
Macrophytes in waterbodies	1	0	0	0
Human influenced waterbodies	0	0	0	0
Natural water courses	2	25	7	4
Anthropogenically influenced water courses	1	0	0	0
Natural rocks	1	0	0	0

ZÁVĚR

Typy biotopů z mapování Natura 2000 byly vyhodnoceny jako vhodná a relativně podrobná environmentální proměnná pro modely šíření invazních druhů.

Jako další vhodné proměnné byly vyhodnoceny vzdálenosti od vektorů šíření, zejména od vodních toků. Dále dobře vycházela rozhodující nadmořská výška a v některých případech i typy půd.

GBM a GAM byly hodnoceny jako nejvhodnější k modelování šíření vybraných invazních druhů rostlin. MAXENT dosahoval také velmi dobrých výsledků.

Při konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů a jeho plošné rozsáhlosti. Při malém počtu výskytů je lepší dané lokality přímo sledovat a zaměřit se na jejich okolí, než vytvářet složité predikční modely s nejistým výsledkem a velkým podílem vlivu náhodných faktorů.

Zonace chráněných území může poskytnout efektivní ochranu chráněných biotopů, ale pouze za předpokladu aplikace náležitých opatření a stratifikovaného přístupu k eradikaci invazních druhů rostlin.

SEZNAM ODBORNÉ LITERATURY

1. Bímová, K., Mandák, B., Kašparová, I. (2004): How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science* 15, 495–504.
2. Braun, M., Schindler, S., Essl, F. (2016): Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *Journal for Nature Conservation* 33, 48-57.
3. Crall, A. W., Jarnevich, C. S., Panke, B., Young, N., Renz, M., Morisette, J. (2013): Using habitat suitability models to target invasive plant species surveys. *Ecological Applications* 23, 60-72.
4. Davis, M. A. (2003): Biotic Globalization: Does Competition from Introduced Species Threaten Biodiversity? *BioScience* 53, 481-489.
5. Follak, S., Dullinger, S., Kleinbauer, I., Moser, D., Essl, F. (2013): Invasion dynamics of three allergenic invasive Asteraceae (*Ambrosia trifida*, *Artemisia annua*, *Iva xanthiifolia*) in central and eastern Europe. *Preslia* 85, 41–61.
6. Elith, J., Leathwick, J. R. (2009): Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677–697.
7. Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Ticý, L., Danihelka, J., Knollová, I. (2009): Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. *Preslia* 81, 187-207.
8. Jimenez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P., Lobo, J. M. (2011): Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13, 2785-2797.
9. Křivánek, M., Sádlo, J., Bímová, K. (2004): Odstraňování invazních druhů rostlin. In: Háková, A., Kludisová, A., Sádlo, J.: *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
10. Kollmann, J., Jørgensena, R. H., Roelsgaarda, J., Skov-Petersen, H. (2009): Establishment and clonal spread of the alien shrub *Rosa rugosa* in coastal dunes - A method for reconstructing and predicting invasion patterns. *Landscape and Urban Planning* 93, 194-200.
11. Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V. (2012): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145, 179-184.
12. Nehrbass, N., Winkler, E., Müllerová, J., Pergl, J., Pyšek, P., Perglová, I. (2007): A simulation model of plant invasion: long-distance dispersal determines the pattern of spread. *Biological Invasions* 9:383–395
13. Pyšek, P., Jarošík, V. a Kučera, T. (2002): Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*. 104,13-24.
14. Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sádlo, J., Wild, J. (2012a): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84,575-629.
15. Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtěk, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý L. (2012b): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84,155-255.
16. Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C. W. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93-107.
17. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14, 702-708.
18. Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., Pyšek, P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384, 287-302.

SEZNAM PUBLIKACÍ

Pěkníková, J., Petrus D., Berchová-Bímová, K. (2015): Application of Natura 2000 data for the invasive species spread prediction. *Scientia Agriculturae Bohemica* 46, 159-166.

Pěkníková, J., Berchová-Bímová, K. (2016): Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants. *Journal for Nature Conservation* 34, 1-7.

Vardarman, J., Berchová-Bímová, K., Pěkníková, J. (submit.): The role of protected areas zoning in invasive plant management. Odesláno do *Biodiversity and Conservation*.

ODBOBNÝ ŽIVOTOPIS

Jméno a příjmení: Ing. Jana Pěkníková
 Datum narození: 10. 9. 1985
 Místo narození: Mělník
 Bydliště: 277 11 Mlékojedy, Okružní 164
 E-mail: pekniovaj@fzp.czu.cz

Odborná praxe:

2016-doposud: ministerský rada na odboru druhové ochrany a implementace mezinárodních závazků (agenda nepůvodních a invazních druhů, problematika pesticidů), Ministerstvo životního prostředí v Praze

2010-2016: odborný pracovník střediska vědeckotechnických informací, Ústav živočišné fyziologie a genetiky AV ČR, v. v. i v Liběchově

Vzdělání:

2012-doposud: doktorandské studium na Katedře aplikované ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská fakulta v Praze

Disertační práce: Šíření vybraných invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky

2008-2011: navazující magisterské studium, Fakulta životního prostředí, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem,

Diplomová práce: Detekce organických polutantů v půdě pomocí luminiscenčních reportérových bakterií

2005-2008: bakalářské studium, Fakulta životního prostředí, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem

Bakalářská práce: Netýkavka malokvětá v porostech bučin v CHKO Kokořínsko

1997-2005: Gymnázium Jana Palacha v Mělníku

Maturitní předměty: český jazyk, anglický jazyk, biologie a chemie

Účast na výzkumných projektech

Člen řešitelského týmu projektu EHP-CZ02-OV-1-024-2015, EHP fondy, doba řešení 2015-2016: Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000 (Ohrožení biotopů soustavy Natura 2000 invazními druhy).

Hlavní řešitel projektu IGA 2015: Použití modelů šíření invazních rostlin v chráněných územích

Hlavní řešitel projektu IGA 2014: Predikce šíření invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky

Hlavní řešitel projektu IGA 2013: Šíření invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky

Zahraniční stáže:

2011-letní semestr: studijní pobyt v rámci Rozvojového programu MŠMT, Kristianstad University, Sweden

2010-(březen-květen): pracovní stáž v rámci programu Erasmus, spolupráce na projektech invazních a ohrožených druhů rostlin a zvířat, kontaminovaných území (sediment sampling řeky Tyne v Newcastleu), risk assesment. EnviroCentre v Glasgow, Scotland

2006-zimní semestr: studijní pobyt v rámci programu Erasmus; Fakulta ekologie a environmentalistiky vo Zvolene, Slovenská republika

Odborné zaměření:

Studium šíření a ekologických nároků invazních rostlin v chráněných územích i mimo ně.