

POPULAČNÁ DYNAMIKA INVÁZNEHO RASTLINNÉHO DRUHU *SOLIDAGO CANADENSIS* NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH PREŠOVSKÉHO OKRESU

POPULATION DYNAMICS OF INVASIVE SPECIES *SOLIDAGO CANADENSIS* ON SELECTED LOCALITIES IN PREŠOV REGION

*Daniela GRUOVÁ*¹ – *Štefan KOCO*^{2,3} – *Anna MUEOVÁ*²

ABSTRACT

New life style connected with increasing of intercontinental transportation has led to exchange different plant species from the biogeographically separated regions. *Solidago canadensis* is one of such species. It was introduced last century as an ornamental plant from the North America to Europe and Asia. From this time, it has escaped to the wild nature, where occupy lands without agricultural activity, and spread along the highways, railway lines and river banks. Its dominant morphology suppresses original vegetation.

Observation of its fast filling of new localities became the base for the present research. There were chosen two localities (Chminianska Nová Ves and Malý Šariš) with low distribution of *S. canadensis* where observation of appearance of mentioned species was established. Two observations and evaluations were done in 2016 and in 2017. Each plant and each bunch of plants were pointed by the RTK GNSS. Visible and notable increasing of number of *S. canadensis* plant species were evaluated in 2017 in comparison with previous year 2016.

KEYWORDS

goldenrod, spreading, original flora, RTK GNSS, East Slovakia

Úvod

Celosvetovo sa zvyšujúca preprava ľudí v minulom storočí viedla k výmene druhov medzi geograficky odlišnými územiaми. V mnohých prípadoch sú nepôvodné druhy rezistentné voči prirodzeným nepriateľom a ich rýchle rozširovanie môže potláčať pôvodnú biodiverzitu, čo v pôvodných biotopoch mnohých častí sveta zapríčiňuje environmentálne problémy.

Jedným z nebezpečných druhov je zlatobyľ (*Solidago spp.*), ktorá sa rýchlo šíri na Východnom Slovensku.

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra č.1, SK – 081 16 Prešov; e-mail: daniela.grulova@unipo.sk

² Katedra geografie a aplikovanej geoinformatiky, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra č.1, SK – 081 16 Prešov; e-mail: stefan.koco@unipo.sk; anna.mulova@mail.unipo.sk

³ Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum, Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Raymanova 1, SK – 080 01 Prešov; e-mail: s.koco@vupop.sk

Biologické invázie sú súčasťou výrazných globálnych zmien, ktoré predstavujú výzvu pre udržiavanie biodiverzity a prírodných zdrojov (SIMBERLOFF et al., 2013). Zlatobyľ kanadská (*Solidago canadensis*) je v súčasnosti jedným z najinvazívnejších rastlinných druhov v strednej Európe (SZYMURA & SZYMURA, 2015; KAJZER-BONK et al., 2016). Ohrozuje najmä opustené poloprírodné mokré trávnaté porasty, ktoré sú mimoriadne citlivé na invázie iných rastlín. Okrem *S. canadensis* sa význame na inváznom procese podieľa aj druh *S. gigantea*. Obidva druhy sa začali rozširovať po roku 1970 (TOKARSKA-GUZIŁ, 2005). Pochádzajú zo Severnej Ameriky odkiaľ sa na európske územie dostali v prvej polovici 19. storočia ako okrasné rastliny a začali sa rýchlo šíriť do nových oblastí úspešným konkurovaním a vytláčaním pôvodného rastlinstva (WEBER, 1998). Ich úspešné šírenie je spôsobené silnou kolonizačnou schopnosťou – jednotlivé rastliny rýchlo rastú až do výšky 2 m a môžu produkovať až desaťtisíce ľahkých semien, ktoré sú vetrom ľahko rozptyľované (KABUCE & PRIEDE, 2010). Zlatobyľ tiež produkuje alelopatické zlúčeniny účinne inhibujúce rast iných rastlín (CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000; ABHILASHA et al., 2008; RUŽEK & NOGA, 2015; GRUĽOVÁ et al. 2016). Rozširovanie inváznych zlatobyľí je posilnené aj nedostatkom prirodzených nepriateľov ako sú byľinožravce (JOBIN et al., 1996), vírusy a patogény (MITCHELL & POWER, 2003). Následkom toho, zlatobyľ vytvára stabilné a rozšírené monokultúry s vysokou mierou klíčivosti. Takéto veľké zmeny vo vegetácii prinášajú ďalšie následky pre organizmy na vyšších trofických úrovniach ako pre byľinožravcov, tak aj pre predátorov (DE GROOT et al., 2007; SKÓRKA et al., 2007; MOROŇ et al., 2009; FENESI et al., 2015). Skúmanie klimatických ník zlatobyľí ukázalo, že ich rozsah a hustota sa v najbližšom období zvýši najmä v juhovýchodnej časti Európy (WEBER, 2001). Invázne druhy vo všeobecnosti produkujú dvakrát až päťkrát viac biomasy ako pôvodné druhy (SZYMURA & SZYMURA, 2016a). Nekontrolovaný rast zlatobyľe môže viesť k zníženiu počtu pôvodných druhov rastlín a stupňa pokrytia vybraných plôch o viac ako 50% (MOROŇ et al., 2009).

Invázny vplyv zlatobyľe bol už skúmaný v súvislosti so zmenami biodiverzity niektorých skupín živočíchov, kde bol dokázaný pokles druhovej rozmanitosti a množstva motýľov ako aj voľne žijúcich včiel, no v prípade chrobákov bol určený iba pokles počtu jedincov (DE GROOT et al., 2007; SKÓRKA et al., 2007; FENESI et al., 2015). Invázia nepôvodných druhov rastlín a živočíchov na rôznych biotopoch je globálnym fenoménom s potenciálnymi vážnymi dôsledkami pre ekologické, ekonomické a sociálne systémy. Nanešťastie, do nedávna boli štúdie o inváziách primárne neoficiálne a rezistentné voči zovšeobecňovaniu (DUKES & MOONEY, 1999; VITOUSEK et al., 1999; WILLIAMSON, 1999; DAVIS et al., 2000; PIMENTAL et al., 2000). Avšak, je nepravdepodobné, že akákoľvek teória bude schopná vysvetliť všetky rozdiely v inváziách medzi rôznymi prostrediami (DAVIS et al., 2000).

Priestorová miera ekologického procesu ovplyvňuje počet potenciálnych prediktorov, mieru, rozmanitosť a možnosť zvyšovania počtu replikácií a analytického prístupu. Procesy študované v menších priestorových škálach sa najčastejšie vysvetľujú miestnymi faktormi, napríklad dostupnosťou zdrojov alebo fyziologickou toleranciou. V prípadoch väčších priestorových škál poskytujú biogeografické faktory, ako

napríklad bariéry, lepšie vysvetlenie (WIENS, 1989). Existuje nedostatok systematických meraní primárnych environmentálnych faktorov, ktoré môžu byť použité na testovanie hypotézy týkajúcej sa distribúcie zlatobyle alebo modelovania jej distribúcie (SZYMURA & SZYMURA, 2016b).

Cieľom tejto štúdie je pilotné monitorovanie invázivného druhu *Solidago canadensis* v prímestských častiach Prešova, keďže na Slovensku nie je publikovaný žiadny podobný výskum. Ide teda o potrebu výskumných procesov v rôznych priestorových rozmeroch. Takáto forma štúdie biologických invázií je potrebná pre lepšie pochopenie interakcií na rôznych úrovniach.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika lokalít

Monitoring inváznej rastliny *S. canadensis* bol realizovaný na dvoch lokalitách (Malý Šariš a Chminianska Nová Ves) v okolí mesta Prešov (Východné Slovensko) začiatkom septembra 2016 a 2017, v čase keď je rastlina v plnom kvete. Monitorovacie plochy boli vybrané na základe nízkej hustoty pokrytia spomínanou inváznou rastlinou, tak aby bolo možné každého rastlinného jedinca respektíve trs osobitne zaznamenať. Lokalita Malý Šariš má vo svojom blízkom okolí plochu, ktorá je pokrytá viac než 80 % hustotou rovnakého druhu a odkiaľ sa predpokladá zdroj šírenia na plochu s nízkou hustotou. Od tejto zdrojovej lokality je nami vybraná plocha oddelená poľnou cestou. Druhá lokalita (Chminianska Nová Ves) nemá vo svojom blízkom okolí potenciálny zdroj šírenia invázneho druhu. Najbližšia plocha s vysokou denzitou zlatobyle je vzdialená cca 2 km vzdušnou čiarou.

Invázny druh bol determinovaný podľa publikácie CVACHOVÁ & GOJDIČOVÁ (2003).

Hodnotenie na ploche Malý Šariš (N49.003949 E21.175834) prebiehalo 27. a 28. septembra v roku 2016 a 8. septembra v roku 2017. Lokalita je situovaná 5 km západným smerom od centra mesta Prešov. Plocha nami hodnotenej vybranej lokality je 0,81 ha a nachádza sa v nadmorskej výške 289 m n. m., ide o rovinnaté územie s miernou svahovitosťou 2° a orientáciou na sever. Z pôdnych typov sa tu vyskytuje fluvizem a pseudoglej.

Lokalita Chminianska Nová Ves (N49.000419 E021.079893) je situovaná 11,7 km západne od centra mesta s rozlohou 9,23 ha v nadmorskej výške 362 m n. m., so severozápadným sklonom 11°. Hodnotenie výskytu zlatobyle prebiehalo 25. septembra v roku 2016 a 8. septembra v roku 2017. Na lokalite sa vyskytujú kambizeme a rankre s malým výskytom fluvizemí v blízkosti vodného toku.

Podľa klimatickej klasifikácie patria obidve lokality do stredne teplého až teplého regiónu, stredne vlhkou klímou so studenou zimou. Priemerná ročná teplota je 8,6 °C, najteplejší mesiac je júl (19,5 °C) a najchladnejší mesiac je január (-3,9 °C). Priemerné množstvo ročných zrážok je 686 mm.

Metóda hodnotenia

Pozícia každej rastliny, respektíve trsu zlatobyľe bola lokalizovaná v súradnicovom systéme S-JTSK prostredníctvom RTK GNSS zariadenia s korekciami zo slovenskej priestorovej observačnej služby SKPOS (obr. 1). Vďaka tomu bola poloha každej rastliny (trsu) zaznamenaná s presnosťou do 2 cm. Okrem toho bol zaznamenaný počet jedincov, počet trsov a počet jedincov v každom trse. Bol vykonaný prieskum – identifikácia iných rastlinných druhov na danej ploche, v rámci možnosti rozpoznania pre dané vegetačné obdobie. Na identifikáciu iných rastlinných druhov bol použitý určovací kľúč (DOSTÁL & ČERVENKA, 1983).



Obrázok 1. Zaznamenávanie pozície trsu *Solidago canadensis*.

Spracovanie priestorových údajov v prostredí GIS

Zaznamenané súradnice boli konvertované do vektorového formátu ESRI shape súboru a analyzované pomocou nástrojov priestorových analýz v prostredí GIS softvéru ArcGIS 10.0. Výskyt a množstvo rastlín je kartografický vizualizovaný metódou kartogramu (veľkosťou a farbou bodu).

Štatistická analýza

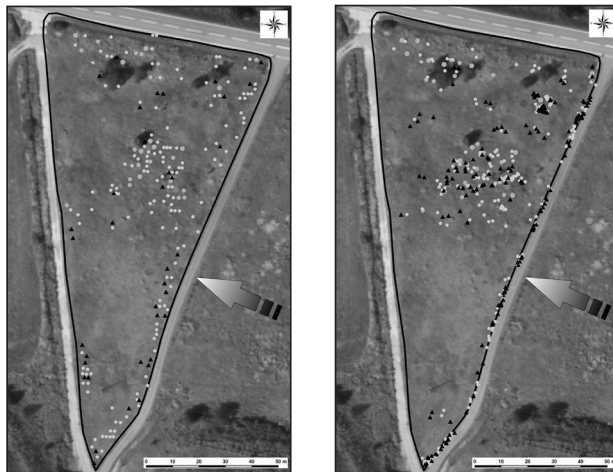
Štatistická analýza bola vykonaná pomocou softvéru Microsoft Excel 2016 a softvéru STATISTICA 12 (STATSOFT, 2013).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Invázy rastlinný druh zlatobyľ kanadská (*Solidago canadensis*) predstavuje jeden z najviac rozšírených invázy druhov na území Slovenska. Precízny záznam pozície jedincov respektíve trsov bol vykonaný na dvoch lokalitách v blízkom okolí mesta Prešov. Hodnotilo sa v dvoch po sebe idúcich rokoch (2016 a 2017).

Malý Šariš

Plocha lokality Malý Šariš má rozlohu 0,81 ha. Má trojuholníkovitý tvar, z dvoch strán (z juhozápadu a juhovýchodu) je ohraničená poľnou cestou tretiu stranu (zo severu) ohraničuje cesta E18 (obr. 2 a 3). V roku 2016 sme zaznamenali 1258 jedincov inváznej rastliny *S. canadensis*, čo v prepočte predstavuje 1553 jedincov na 1 hektár. Z tohto počtu bolo len 37 individuálnych jedincov – tzv. solitérov, kým ostatné jedince sa nachádzali v trsoch s počtom od 2 jedincov po 32 jedincov v trse. Spolu bolo zaznamenaných 221 trsov. Priemerný počet rastlín v trse bol $5,7 \pm 6,0$ jedincov. Každý individuálny jedinec invázneho druhu ako aj každý trs bol lokalizovaný pomocou RTK GNSS zariadenia a jeho pozícia bola následne zobrazená na mape (obr. 2). V roku 2017 bol zopakovaný experiment zaznamenaním pozície všetkých jedincov respktíve trsov na tom istom území (obr. 2). Zaznamenaný celkový počet rastlín bol vyšší. Celkový počet rastlín bol 1865, čo predstavuje po prepočte na jeden hektár počet 2331 jedincov. V porovnaní s rokom 2016 ide o nárast počtu jedincov o 48,3 %. Z celkového počtu rastlín zaznamenaného v roku 2017 bolo 161 individuálnych jedincov a 265 trsov. Minimálne množstvo rastlín v trse tvorili 2 jedince a maximálne množstvo 48 jedincov. V roku 2017 bol priemerný počet jedincov v trse $4,4 \pm 6,2$, čo v porovnaní s rokom 2016 nepredstavuje štatisticky signifikantný rozdiel (tabuľka 1). Štatisticky signifikantný bol nárast počtu individuálnych jedincov o 335 % a nárast počtu trsov s rôznym počtom jedincov o 19,9 %.



Obrázok 2. Disperzia *S. canadensis* na ploche M. Šariš v roku 2016 (vľavo) a 2017 (vpravo).

▲ 1 ● 2 - 10 ● 11 - 20 ● 21 - 30 ● 31 - 40 ● 41 - 50 ● 51 - 61 ● viac ako 61

Lokalita je ohraničená čiernou čiarou, každý jedinec resp. trs je označený podľa veľkosti typom bodu, šípka predstavuje predpokladaný smer rozširovania populácie *S. canadensis* zo zdrojovej lokality.



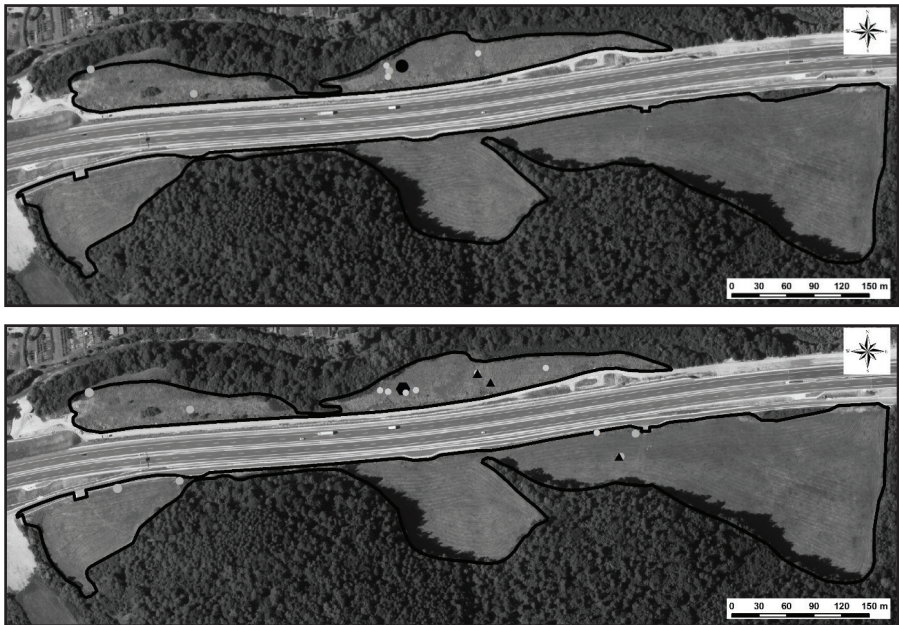
Obrázok 3. Experimentálna plocha Malý Šariš.

Chminianska Nová Ves

Experimentálna plocha v lokalite Chminianska Nová Ves má nepravidelný tvar o sumárnej rozlohe 9,23 ha. Lokalita je však rozdelená približne v strede na dve samostatné plochy (severná 2,84 ha a južná 6,39 ha) prebiehajúcou diaľnicou D1. Okraje lokalít sú ohraničené krovinovou, respektíve lesnou vegetáciou (obrázok 4 a 5).

V roku 2016 bol zaznamenaný výskyt *Solidago canadensis* len na severnej časti skúmanej lokality. Na rozlohe 2,84 ha bolo zaznamenaných spolu 116 jedincov. Po prepočte na jeden hektár je to 41 jedincov. Nebol zaznamenaný žiadny jedinec solitér, všetky jedince boli distribuované v ôsmich trsoch. Minimálny počet rastlín v trse bol 2 a maximálny počet 61 jedincov v jednom trse (tabuľka 1). Priemerný počet jedincov v trse bol $14,5 \pm 18,2$.

V roku 2017 bol zaznamenaný výskyt *S. canadensis* na obidvoch častiach (severnej aj južnej) skúmanej plochy. Na severnej ploche bolo spolu zaznamenaných 156 jedincov. V prepočte na jeden hektár je to 54,9 jedincov, čo je nárast o 33,9 % v porovnaní s predchádzajúcim rokom. Distribúcia jedincov bola na severnej ploche (SP) nasledovná: 3 jedince môžeme označiť ako solitéry a ostatné boli súčasťou rôzne početných trinástich trsov. Minimálne množstvo v trse tvorili 2 jedince a maximálny počet v trse bol 85 jedincov. Priemerný počet rastlín v trse bol $12,0 \pm 22,2$ jedincov. V porovnaní s predchádzajúcim rokom teda nebol zaznamenaný žiadny štatisticky významný rozdiel v priemernom počte jedincov v trse. Na južnej ploche (JP) o rozlohe 6,39 hasme zaznamenali spolu 76 jedincov, avšak len jeden jedinec bol identifikovaný ako solitér, ostatných 75 jedincov bolo rozložených do piatich trsov. Minimálny počet jedincov v trse bol 5 a maximálny počet bol 29 jedincov v trse. Priemerný počet jedincov v trse tvorilo $12,6 \pm 8,84$ jedincov. Distribúcia populácie *S. canadensis* na obidvoch skúmaných lokalitách a ich medziročná zmena je zosumarizovaná graficky na obrázkoch 6 a 7.



Obrázok 4. Disperzia *S. canadensis* na ploche Chminianska Nová Ves v roku 2016 (hore) a 2017 (dole).

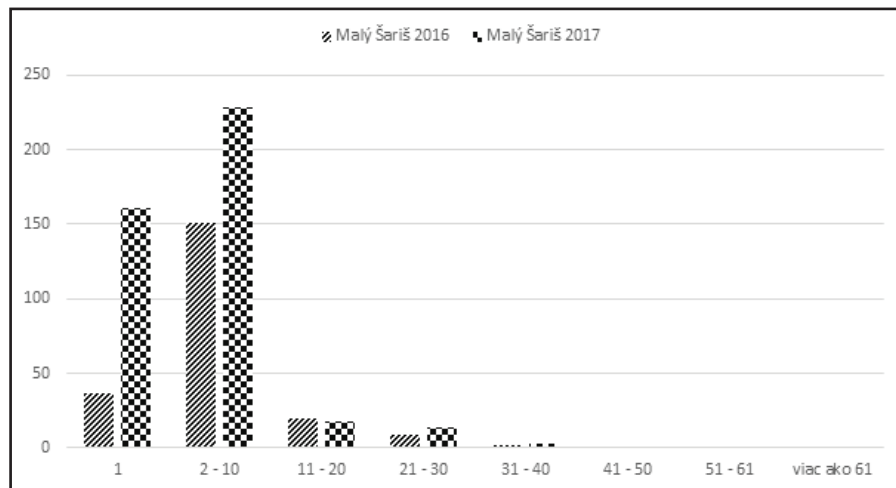
▲ 1 ● 2 - 10 ● 11 - 20 ● 21 - 30 ● 31 - 40 ● 41 - 50 ● 51 - 61 ● viac ako 61
Lokalita je ohraničená čiernou čiarou, každý jedinec resp. trs je označený podľa veľkosti typom bodu.



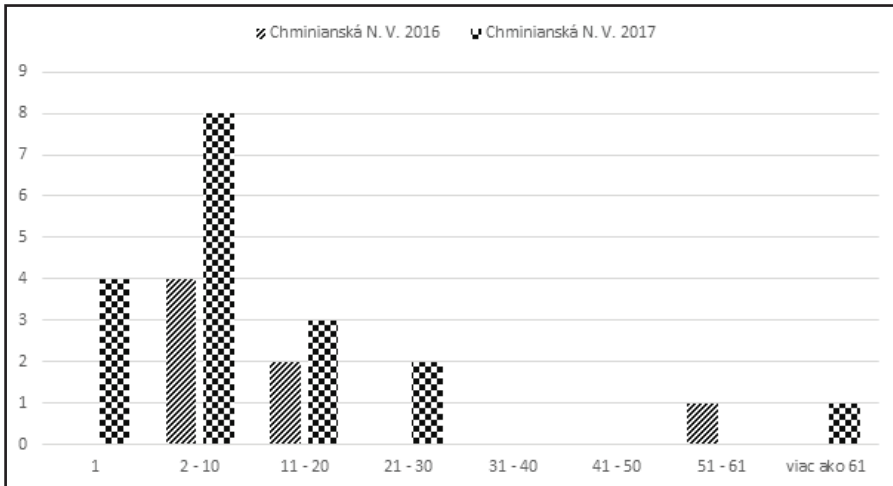
Obrázok 5. Experimentálna plocha Chminianska Nová Ves (časť severnej plochy).

Tabuľka 1. Porovnanie disperzie zlatobyle na vybraných lokalitách počas monitorovacieho obdobia dvoch rokov.

Lokalita	Chminianska Nová Ves		Malý Šariš	
Rok	2016	2017	2016	2017
Plocha (ha)	9,23		0,8	
Celkový počet rastlín	116	232	1258	1865
Počet trsov	8	15	221	265
Počet individuálnych jedincov	0	4	37	161
Priemerný počet rastlín v trse	14,5 ± 18,2	(SP)12,2 ± 22,2 (JP)12,6 ± 8,84	5,7 ± 6,0	4,4 ± 6,2
Minimálne množstvo rastlín v trse	2	2	2	2
Maximálny počet rastlín v trse	61	85	32	48



Obrázok 6. Distribúcia trsov podľa počtu rastlín na experimentálnej ploche Malý Šariš.



Obrázok 7. Distribúcia trsov podľa počtu rastlín na experimentálnej ploche Chminianska Nová Ves.

Okrem precízneho zaznamenávania pozície jedincov invázneho druhu *S. canadensis*, sme identifikovali dominantné čeľade pôvodných druhov rastlín. Na sledovanej ploche Malý Šariš sme identifikovali v danom období vegetačnej sezóny 11 dominantných čeľadi (*Asteraceae*, *Apiaceae*, *Betulaceae*, *Fabaceae*, *Fagaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Polygonaceae*, *Rosaceae*, *Salicaceae*, *Urticaceae*). Na ploche Chminianska Nová Ves dominovalo 13 čeľadi (*Asteraceae*, *Apiaceae*, *Betulaceae*, *Dipsacaceae*, *Equisetophyceae*, *Hypericaceae*, *Lamiaceae*, *Plantaginaceae*, *Poaceae*, *Polygonaceae*, *Rosaceae*, *Rubiaceae*, *Urticaceae*).

Podľa SZYMURA & SZYMURA (2016 b) najčastejšie sa vyskytujúce druhy na plochách spolu so zlatobyľou sú *Cirsium arvense* (*Asteraceae*) (57.3 %), *Artemisia vulgaris* (*Asteraceae*) (56.9 %), *Urtica dioica* (*Urticaceae*) (50.0 %), *Achillea millefolium* (*Asteraceae*) (49.1 %) a *Dactylis glomerata* (*Poaceae*) (43.1 %), čo je v súlade s našim pozorovaním.

Všetky študované invázne druhy si v posledných tridsiatich rokoch rozširujú rozsah svojho výskytu, ale úspech ich rozširovania bol odlišný – rozsah plošného rozširovania bol zaznamenaný od 2,9 až do 82,3 % (DYDERSKI & JAGODZIŃSKI, 2016). Dominantné nepôvodné druhy vo vegetácii často prijímajú dostupné zdroje oveľa efektívnejšie a často na úkor pôvodných druhov (SZYMURA & SZYMURA, 2016b). Zvýhodnená schopnosť súťaživosti o dostupné zdroje mnohých invázných rastlinných druhov im umožňuje redukovať rastlinnú biodiverzitu a následné formovanie ich vlastných monokultúr (MCGLONE et al., 2012; BOTTOILLIER-CURTET et al., 2013; SKÁLOVÁ et al., 2013; GIORIA & OSBORNE, 2014; ČUDA et al., 2015; FENESI et al., 2015b). Rozširovanie zlatobyľe pomocou semien na opustených neobrábaných plochách nastáva vo veľmi krátkom čase po tom, čo sa tieto plochy stávajú opustené, takže klíčenie zlatobyľe môže prebiehať nerušené, kým podobný

postup pôvodných druhov je zriedkavý (HARTNETT & BAZZAZ, 1985; BARTHA et al., 2014; FENESI et al., 2015b).

Po založení novej populácie zlatobyle na určitom území pomocou semien, následne prebieha rozširovanie exkluzívne klonálnou cestou, pomocou horizontálnych rizómov (MEYER & SCHMID, 1999 a,b).

Predpokladáme, že na lokalite Malý Šariš sa disperzia zlatobyle začala len pred niekoľkými rokmi. Väčšina solitérov vyrastá na hranici lokality, ktorá je najbližšie k pravdepodobnému zdroju semien – najbližšie k lokalite s vysokou denzitou rovnakého druhu. Taktiež predpokladáme, že trsy s niekoľkými jedincami zároveň predstavujú generáciu rozširujúcu sa práve horizontálnym spôsobom. Na lokalitách so založenou populáciou sa nepredpokladá rozširovanie prostredníctvom semien (HARTNETT & BAZZAZ, 1985; MEYER & SCHMID, 1999 a). Preto je možné vysloviť hypotézu, že vzorec distribúcie zlatobyle je ovplyvnený tlakom semenáčikov v závislosti od tzv. histórie invázie; druhy, ktoré sa dostávajú na nové územie ako prvé môžu zaplniť vhodný habitát a tak dominovať v lokálnej vegetácii (SZYMURA & SZYMURA, 2016b).

Rozširovanie invázných druhov bolo študované v rôznych priestorových škálach od začiatku “ekológie invázií”, keď ELTON (1958) zverejnil štúdiu rozširovania nepôvodných druhov rastlín a živočíchov v USA a v Európe. Rozširovanie invázných druhov má dve fázy: pomalé rozširovanie na nových lokalitách (tzv: *lagphase*) a neskôr – rýchle rozširovanie a distribúcia na nové lokality (tzv: *logphase*) (KOWARIK, 1995; LONSDALE, 1999; KOWARIK et al., 2013). Dĺžka pomalejšej fázy, keď je ešte invázia ťažko detekovateľná, závisí od dĺžky životného cyklu organizmu – jednoročné rastliny sa rozširujú rýchlejšie ako viacročné (KOWARIK, 1995; PYŠEK & PRACH, 1993; GROVES, 2006).

Priestorovú škálu ekologického procesu ovplyvňujú mnohé potenciálne predvídateľné faktory a možnosti zvýšenia počtu replikácií a analytických prístupov. Procesy študované na malých plochách sú často vysvetľované vplyvom lokálnych faktorov – možnosťou zdrojov alebo fyziologickou toleranciou. V prípade oveľa väčších priestorových rozmerov sa predpokladá vplyv biogeografických faktorov, ktoré sú jednoduchšie vysvetliteľné (WIENS, 1989). Preto nastáva potreba výskumu zameraného na rôzne veľkostné škály. Potreba štúdia biologických invázií na rôznej priestorovej úrovni je nevyhnutná pre lepšie porozumenie interakcií medzi procesmi v týchto rozsahoch.

Hoci mestské ekosystémy sú zraniteľnejšie voči biologickým inváziám, tento proces sa vyskytuje podobne ako vo väčšom rozsahu, čo naznačuje, že invázia nepôvodných druhov rastlín sa vyskytuje podobným spôsobom v menšom (lokálne oblasti) aj vo väčšom priestorovom rozsahu. Táto podobnosť je prepojená na základe podobných faktorov zodpovedných za rozširovanie invázných rastlín: tlak semenáčikov, čas od introdukcie a priestorová distribúcia invadovaných habitátov (BOTTOLIER-CURTET et al., 2013)

ZÁVER

Uvedené lokality predstavujú z pohľadu distribúcie invázneho druhu zatiaľ neporovnateľné plochy. Monitorovaná plocha Malý Šariš má oveľa vyššiu denzitu populácie *S. canadensis* v porovnaní s lokalitou Chminianska Nová Ves. Predpokladáme, že zdrojom disperzie tohto invázneho druhu je blízka plocha s pokryvnosťou > 80 % *S. canadensis*. Plocha Chminianska Nová Ves nemá vo svojom najbližšom okolí žiadny relevantný zdroj – tzv. semennú banku, z ktorej by sa rýchlosť rozširovania mohla znásobovať.

Experiment predstavuje pilotný monitoring dlhodobého sledovania disperzie *S. canadensis* na malých plochách. Výhodou sledovania je to, že denzita *S. canadensis* je na plochách v súčasnosti ešte merateľná v rozsahu individuálneho jedinca. Z dlhodobého pozorovania je zjavné, že sledované plochy za niekoľko rokov môžu vytvoriť monokultúru spomínaného invázneho druhu, čo bude mať vplyv aj na pôvodnú vegetáciu. Rýchlosť obsadzovania vytypovaných plôch inváznym druhom *S. canadensis* bude závisieť od (ne)narúšania antropogénnou činnosťou. V súčasnosti predpokladáme, že na uvedených lokalitách nedôjde k antropogénnej činnosti a tak budeme môcť každoročne sledovať výskyt a disperziu tejto populácie.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskumu a inovácie, pre projekt: Univerzitný vedecký park TECHNICOM pre inovačné aplikácie s podporou znalostných technológií – II. fáza, kód projektu: 313011D232, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja a vďaka projektu „Rozvoj výskumnej infraštruktúry pre Centrum excelentnosti ekológie živočíchov a človeka - Dobudovanie laboratórií environmentálnych technológií na sledovanie kvalitatívno-quantitatívnych zmien bioty a genotoxických rizík”, č. 003PU-2-3/2016.

LITERATÚRA

- ABHILASHA, D. – QUINTANA, N. – VIVANCO, J. – JOSHI, J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? *J. Ecol.* 96: 993–1001.
- BARTHA, S. – SZENTES, S. – HORVÁTH A. – HÁZI J. – ZIMMERMANN Z. – MOLNÁR C. – DANCZA I. – MARGÓCZI K. – PÁL R.W. – PURGER D. – SCHMIDT D. – ÓVÁRI M. – KOMOLY C. – SUTYINSZKI Z. – SZABÓ G. – CSATHÓ A.I. – JUHÁSZ M. – PENKSZA K. – MOLNÁR Z. 2014. Impact of midsuccessional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Appl. Veg. Sci.* 17: 201–213.
- BOTTOLIER-CURTET, M. – PLANTY-TABACCHI, A.M. – TABACCHI E. 2013. Competition between young exotic invasive and native dominant plant species: implications for invasions within riparian areas. *J. Veg. Sci.* 24:1033–1042.
- CALLAWAY, R.M. – ASCHEHOUG, E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbours: a mechanism for exotic invasion. *Science*. 290: 521–523.
- ČUDA, J. – SKÁLOVÁ, H. – JANOVSKÝ, Z. – PYŠEK P. 2015. Competition among native and invasive *Impatiens* species: the roles of environmental factors, population density and life stage. *AoB Plants*. 7: 033.

- CVACHOVÁ A. – GOJDIČOVÁ E. 2003. Regulation for Invasive Plant Species Removal, SOPSR, COPK Banská Bystrica, Slovakia, Pp.37.
- DAVIS, M.A. – GRIME, J.P. – THOMPSON K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.* 88: 528-534.
- DE GROOT, M. – KLEIJN, D. – JOGAN N. 2007. Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of seminatural vegetation by *Solidago canadensis*. *Biol. Conserv.* 136: 612-617.
- DOSTÁL, J. – ČERVENKA, M. 1983. Big key for identification of higher plants (Veľký kľúč na určovanie vyšších rastlín) I and II. Slovenské pedagogické nakladateľstvo Bratislava, 1983. Pp.1565
- DUKES, J.S. – MOONEY, H.A. 1999. Global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* 14:135-139.
- DYDERSKI, M. K. – JAGODZIŃSKI A. M. 2016. Patterns of plant invasions at small spatial scale correspond with that at the whole country scale. *Urban Ecosyst.* 19: 983-998.
- ELTON, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. University of Chicago Press, Chicago 1958
- FENESI, A. – VÁGÁSI, C.I. – BELDEAN, M. – FÖLDESI, R. – KOLCSÁR, L. – SHAPIRO, J.T. – TÖRÖK, E. – KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. 2015. *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different aged old fields. *Basic Appl. Ecol.* 16: 335-346.
- FENESI, A. – GERÉD, J. – MEINERS, S.J. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – TÖRÖK P. – RUPRECHT E. 2015 b. Does disturbance enhance the competitive effect of the invasive *Solidago canadensis* on the performance of two native grasses? *Biol. Invasions.* 17: 303-3315.
- GIORIA, M. – OSBORNE, B.A. 2014. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Front. Plant Sci.* 5: 501.
- GROVES, R.H. 2006. Are some weeds sleeping? Some concepts and reasons. *Euphytica.* 148: 111-120.
- GRULOVÁ, D. – BARANOVÁ, B. – IVANOVA, V. – DE MARTINO, L. – MANCINI, E. – DE FEO V. 2016. Composition and biological activity of essential oils of *Solidago* species and the possible impact on their invasions. *Allelopathy Journal.* 2:129-142.
- HARTNETT, D.C. – BAZZAZ F.A. 1985. The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. *J. Ecol.* 73:407-413.
- JOBIN, A. – SCHAFFNER, U. – NENTWIG W. 1996. The structure of the phytophagous insect fauna on the introduced weed *Solidago altissima* in Switzerland. *Entomol. Exp. Appl.* 79:33-42.
- KABUCE, N. – PRIEDE, N. 2010. *NOBANIS — invasive alien species fact sheet — Solidago canadensis*. Online database of the European network on invasive alien species — NOBANIS. www.nobanis.org.
- KAJZER-BONK, J. – SZPIŁYK, D. – WOYCIECHOWSKI M. 2016. Invasive goldenrods affect abundance and diversity of grassland ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *J. Insect. Conserv.* 20: 99-105.
- KOWARIK, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds), SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp. 15-38.
- KOWARIK, I. – VON DER LIPPE M. – CIERJACKS A. 2013. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia.* 85:113-132.
- LONSDALE, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology.* 80:1522-1536.
- MCGLONE, C.M. – SIEG, C.H. – KOLB, T.E. – NIETUPSKY T. 2012. Established native perennial grasses out-compete an invasive annual grass regardless of soil water and nutrient availability. *Plant Ecol.* 213: 445-457.
- MEYER, A. – SCHMID, B. 1999a. Seed dynamics and seedling establishment in the invading perennial *Solidago altissima* under different experimental treatments. *J. Ecol.* 87: 28-41.

POPULAČNÁ DYNAMIKA INVÁZNEHO RASTLINNÉHO DRUHU *SOLIDAGO CANADENSIS* NA
VYBRANÝCH LOKALITÁCH PREŠOVSKÉHO OKRESU

- MEYER, A. – SCHMID, B. 1999b. Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population. *J. Ecol.* 87:17–27.
- MITCHELL, C.E. – POWER, A.G. 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature.* 421: 25–627.
- MOROŇ, D. – LENDA, M. – SKÓRKA, P. – SZENTGYÖRGYI, H. – SETTELE, J. – WOYCIECHOWSKI, M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biol. Conserv.* 142:1322–1332.
- PIMENTAL, D. – LACH L. – ZUNIGA R. – MORRISON D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience.* 50: 53–65.
- PYŠEK, P. – PRACH K. 1993. Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe. *J. Biogeogr.* 20: 413–420.
- RUŽEK, I. – NOGA, M. 2015. *Invázne druhy rastlín v Strednej Európe*. Univerzita Komenského v Bratislave, pp.85. ISBN: 978-80-223-4039-7.
- SIMBERLOFF, D. – MARTIN, J.L. – GENOVESI, P. – MARIS, V. – WARDLE, D.A. – ARONSON, J. – COURCHAMP, F. – GALIL, B. – GARCÍA BERTHOU, E. – PASCAL, M. – PYŠEK, P. – SOUSA, R. – TABACCHI, E. – VILA M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28: 58–66.
- SKÁLOVÁ, H. – JAROŠÍK, V. – DVOŘÁČKOVÁ, Š. – PYŠEK P. 2013. Effect of intra- and interspecific competition on the performance of native and invasive species of *Impatiens* under varying levels of shade and moisture. *PLoS ONE.* 8:e62842.
- SKÓRKA, P. – SETTELE J. – WOYCIECHOWSKI, M. 2007. Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 319–324.
- STATSOFT, I. STATISTICA (data analysis software system), version 12.0. www.statsoft.com, 2013.
- SZYMURA, M. – SZYMURA, T.H. 2015. Growth, phenology, and biomass allocation of alien *Solidago* species in central Europe. *Plant Species Biol.* 30:245–256.
- SZYMURA, M. – SZYMURA, T.H. 2016a. Historical contingency and spatial processes rather than ecological niche differentiation explain the distribution of invasive goldenrods (*Solidago* and *Euthamia*). *Plant Ecol.* 217: 565–582.
- SZYMURA, M. – SZYMURA, T.H. 2016b. Interactions between alien goldenrods (*Solidago* and *Euthamia* species) and comparison with native species in Central Europe. *Flora – Morphology Distribution Functional Ecology of Plants.* 218: 51–65.
- TOKARSKA-GUZIŁ, B. 2005. *The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland*, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 2005.
- VITOUSEK, P.M. – D'ANTONIO C.M. – LOOPE L.L. – WESTBROOKS R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *Amer. Sci.*84: 468–478.
- WEBER, E. 2001. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. *Conserv. Biol.* 15: 122–128.
- WEBER, E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *J. Biogeogr.* 25:147–154.
- WIENS, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.*3: 385–397.
- WILLIAMSON, M. 1999. Invasions. *Ecography.* 22: 5–12.