

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



## Invaze druhu *Brachypodium rupestre* v České republice

Michal Lachman

Bakalářská práce  
předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
na získání titulu Bc. v oboru  
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: Mgr. Martin Dančák, Ph.D.

Olomouc 2017



Lachman M. (2017): Invaze druhu *Brachypodium rupestre* v České republice [bakalářská práce]. Olomouc. Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. str. 32. 1 příloha. Česky.

### Abstrakt

Problematika nepůvodních druhů patří mezi jeden z nejvýznamnějších ekologických problémů současnosti, který do značné míry souvisí s globalizací společnosti. Jedním z cílů této práce je proto provést literární rešerši o této problematice za účelem poskytnutí vědomostního základu pro studium nepůvodních druhů. Ve výzkumné části práce se konkrétněji věnuji v České republice nově objevenému druhu *Brachypodium rupestre*, u kterého se předpokládá jeho nepůvodnost v české flóře. Za pomoci kompilace publikovaných údajů jsem vytvořil mapu výskytu na území České republiky. Dále jsem porovnával invadované a neinvadované porosty, za účelem zjištění, jestli má druh signifikantní vliv na společenstvo. Bylo prokázáno, že tento druh má signifikantní vliv na celkovou pokryvnost a ekvitabilitu společenstva na 5% hladině významnosti. Je tedy vhodné pokračovat ve výzkumu tohoto druhu i v budoucnosti, zejména pak v otázce způsobu a rychlosti šíření.

**Klíčová slova:** nepůvodní druhy, impakt, Česká republika, fytoocenologie, mapování

Lachman M. (2017): Invasion of *Brachypodium rupestre* in the Czech Republic [bachelor's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc. 32 pp. 1 Appendice. In Czech.

### **Abstract**

The topics concerning alien species are among the most important ecological problems of present days and they are largely related to the globalization of human society. One of the aims of this thesis is to review this issue to provide a basic overview of the research of alien species. In the research part of the thesis I deal with the newly discovered grass species *Brachypodium rupestre* in the Czech Republic, which is assumed to be an alien species in the Czech flora. By compilation of published data, I created a distribution map of this species in the Czech Republic. Also, I compared alien-invaded and uninvaded stands to determine if the species has an impact on the community. It has been shown that this species has a significant impact on the total cover and the evenness in a community at the 5% significance level. Therefore further studies on the species are desirable, especially on the modes and rate of its spreading.

**key words:** alien species, impact, Czech Republic, phytocenology, mapping

**Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Martina Dančáka, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 30. dubna 2017

.....

podpis

# Obsah

Seznam tabulek .....	vii
Seznam obrázků .....	viii
Poděkování .....	ix
1 Úvod.....	1
2 Cíle.....	3
3 Nepůvodní druhy .....	4
3.1 Charakteristika.....	4
3.2 Dělení .....	6
3.3 Proces invaze .....	7
3.4 Hypotézy o faktorech ovlivňující invazi .....	9
3.5 Impakt nepůvodních druhů.....	11
3.6 Monitoring a managementová opatření.....	12
4 Válečka skalní ( <i>Brachypodium rupestre</i> ) .....	15
5 Metody práce .....	18
6 Výsledky .....	19
6.1 Rozšíření druhu <i>Brachypodium rupestre</i> v České republice.....	19
6.2 Vegetace s druhem <i>Brachypodium rupestre</i> v České republice.....	22
7 Diskuze .....	24
8 Závěr .....	26
9 Literatura.....	27
Přílohy .....	33

## Seznam tabulek

Tab. 1: Průměrné hodnoty charakteristik lokalit s výskytem a bez výskytu druhu <i>Brachypodium rupestre</i> .....	22
Tab. 2: Výsledné hodnoty p-value při testování vlivu druhu <i>Brachypodium rupestre</i> na jednotlivé charakteristiky .....	23

## Seznam obrázků

Obr. 1: Klasifikace nepůvodních druhů (Blackburn et al. 2014) .....	14
Obr. 2: <i>Brachypodium rupestre</i> (foto Dvořák 2016) .....	15
Obr. 3: Distribuce druhu <i>Brachypodium rupestre</i> v Evropě (Schipmann 1991) .....	16
Obr. 4: Počet všech známých lokalit druhu <i>Brachypodium rupestre</i> v České republice	19
Obr. 5: Rozšíření druhu <i>Brachypodium rupestre</i> v České republice .....	21



## **Poděkování**

Předně děkuji svému vedoucím práce Mgr. Martinu Dančákovi Ph.D. za cenné rady, trpělivost a veškerou pomoc, kterou mi poskytl při psaní této práce. Dále děkuji Mgr. Vaškovi Dvořákovi za poskytnuté fotky druhu *Brachypodium rupestre* a v neposlední řadě mé rodině za poskytnutou podporu a zázemí.

# 1 Úvod

První šíření nepůvodních druhů člověkem probíhalo již v neolitu, nicméně v dnešní globalizované společnosti se rychlost šíření zvyšuje v souvislosti s neustálým pohybem osob a zboží po celém světě (Pyšek et al 2003, Lambdon et al. 2008). Tento trend byl nastolen již v době zámořských objevů v 15. století, zejména pak objevení Ameriky patří k zásadním zlomům v historii. Díky objevným a následně obchodním plavbám bylo mnohým organismům umožněno překonat geografické bariéry a začít se úspěšně šířit do celého světa. Někdy se jednalo o člověkem úmyslné šíření, jindy naopak došlo k neúmyslnému šíření druhů. Oba případy zavlečení mohou v delší době vést k různým následkům. Mezi ně například patří snížení hodnoty ekosystémových služeb, či biologické diverzity (Lockwood et al. 2013). Jen v Evropě je v dnešní době známo více než 12000 nepůvodních taxonů rostlin a živočichů (Latombe et al. 2016). Z ekologických, ale i ekonomických důvodů je tedy nutné věnovat zvýšenou pozornost tomuto problému s cílem monitoringu, kontrole a použití účinných opatření na odstranění invazních druhů, nebo v lepším případě úplnému zabránění výskytu.

Díky výzkumu a sdílení dat mezi národy lze docílit snížení negativních důsledků nepůvodních druhů na ekosystém. Zásadní význam pro boj s těmito druhy má včasné zjištění výskytu a sdílení znalostí charakteristik druhů a jejich interakcí s biotickým i abiotickým prostředím. Charakteristika druhu může posloužit k identifikaci rizikových druhů, způsobu možného šíření a následků na původní společenstvo a určení ekonomických následků. V případě včasného zjištění v raných stádiích invaze je možné úplně zabránit invazi, nebo ji alespoň potlačit. Naopak v případě výskytu a začlenění nepůvodního druhu na ploše přesahující 1000 ha je z ekonomických důvodů nepravděpodobné vyhubení tohoto nepůvodního druhu (Rejmanek & Pitcairn 2002).

V současnosti však bohužel nefunguje jednotná celosvětová metodika pro výzkum a sběr dat invazních druhů. Tento nedostatek značně komplikuje mezinárodní spolupráci a proto je snaha o jeho odstranění. Například v Evropské unii funguje GLOBIS-B (GLOBal Infrastructures for Supporting Biodiversity research), který si klade za cíl studium ekosystému a biodiverzity v celoevropském měřítku. Snahou této agentury je výpočet základních proměnných biodiverzity z dat s mezinárodně jednotnou metodikou za použití jednotných analytických nástrojů.

Základní proměnné biodiverzity jsou potřebné pro studium, monitoring a podávání reportu ohledně změn biodiverzity a ekosystémů (Kissling et al. 2015).

V samotné České republice bylo k roku 2012 identifikováno 1454 nepůvodních taxonů rostlin, z toho u 51 byl zaznamenán invazní charakter (Pyšek et al. 2012). Toto číslo se však neustále navyšuje. Například v roce 2002 bylo v České republice zaznamenáno 1378 nepůvodních taxonů (Pyšek et al. 2002). Jedná se tedy o 5,52 % nárůst za 10 let, i když rychlost růstu je do určité míry ovlivněna novými poznatky, kdy dochází k reklasifikaci taxonů. Dále z herbářových položek mohou být zjištěny nové nepůvodní druhy, či opětovným výzkumem může být prokázáno u původně identifikovaného domácího druhu jeho nepůvodnost (Pyšek et al. 2012). Jinými slovy, s rostoucími znalostmi dochází k nárůstu identifikovaných nepůvodních druhů i bez toho, aby docházelo k reálné imigraci cizích druhů.

Jedním z nově objevených nepůvodních druhů v České republice je také válečka skalní (*Brachypodium rupestre*), které bude věnována výzkumná část této práce. První skutečně věrohodný doklad o jejím výskytu v České republice pochází z roku 2004. U dřívějších historických dokladů existují pochybnosti o správnosti identifikace druhu, či správnosti lokality (Dančák & Hadinec 2011), přestože se u nás vyskytuje i v zachovalých suchých trávnících s původními druhy a někteří autoři tak nevyklučují její možný původní výskyt (Dančák & Hadinec 2011). Předpokládá se však, že se jedná o neofyt (Pyšek et al. 2012). Vzhledem k tomu, že neexistují průkazné důkazy na vyvrácení, nebo potvrzení domněnky o nepůvodnosti druhu v České republice, je lepší v rámci principu předběžné opatrnosti předpokládat, že se jedná o nepůvodní druh. A tedy věnovat jí zvýšenou pozornost s cílem zaznamenání případného šíření.

## 2 Cíle

*Brachypodium rupestre* je v České republice řazen mezi nepůvodní rostliny, přesto na tomto druhu v naší republice neproběhl detailnější výzkum, který by si dal za cíl zanalyzovat rizika pro domácí flóru. Jedním z cílů bakalářské práce je tedy provést literární rešerši dostupných informací o problematice nepůvodních druhích a druhu *Brachypodium rupestre*. Dále si klade za cíl zjistit jeho rozšíření v rámci České republiky za pomoci kompilace publikovaných údajů. Ve výzkumné části si klade za cíl porovnání invadovaných a neinvadovaných porostů stejného společenstva pomocí fytoecologického snímkování na vybraných lokalitách ve vegetační sezoně 2016.

## 3 Nepůvodní druhy

### 3.1 Charakteristika

Každá biogeografická oblast má své specifické podmínky, ve kterých se vyvíjí rozmanité druhy organismů, které měly vždy tendenci ke kolonizaci nových vhodných oblastí. Jedná se o přirozený jev, který umožňuje druhům růst populace, získávání nových zdrojů a s tím souvisí i vyšší pravděpodobnost přežití druhu. Zároveň v průběhu geologického času dochází k neustálým změnám abiotických podmínek jednotlivých stanovišť, které nutí druhy k adaptaci, či migraci. Dochází tak k neustálým dynamickým změnám ve společenstvech a tedy i změně biotických interakcí (Lockwood et al. 2012).

Už od neolitu do tohoto přirozeného procesu zasahuje člověk, který sice nemění samotný proces, ale značně ovlivňuje intenzitu procesu (Hoffmann & Courchamp 2016). Naopak Wilson et al. (2009) zastávají názor, že člověk neovlivňuje šíření druhů jen kvantitativně, ale i kvalitativně. Podle jejich názoru je některé rozšíření druhů možné jen za přispění člověka. Například nové invazní vektory (lodě, letadla, potraviny, domácí zvířata, aj.) umožní překonání geografických bariér (pohoří, řek, oceánů, aj.) a to i těm organismům, které nejsou evolučně uzpůsobeny na šíření na velké vzdálenosti. Zvýšený počet a dostupnost vektorů způsobuje zvýšení propagule pressure – počet nových jedinců šířících se do okolí za jednotku času. Důsledkem toho dochází k vyšší genetické variabilitě, která zvyšuje pravděpodobnost úspěšné adaptace novým podmínkám a snižuje riziko příbuzenského křížení. Genová diverzita je také podpořena původem nových jedinců z různých metapopulací, které mají různý genotyp.

Zásadní rozdíl mezi kolonizací a invazí je v intenzitě a rychlosti šíření způsobené člověkem. V případě přirozeného šíření druhů dochází k plynulému rozšiřování domovského okrsku za delší čas bez vlivu člověka. Naopak u invaze, kterou se označuje člověkem úmyslné, nebo neúmyslné šíření druhů mimo původní areál, dochází k zavlečení druhů na velké vzdálenosti. Vliv na původní společenstva je tedy daleko vyšší a v konečném stádiu procesu invaze dochází k výrazné převaze invazního druhu ve společenstvu. Nejvíce jsou v takovém případě ohrožené vzácné druhy s nižší schopností konkurence. Kromě již zmíněných ekologických důsledků, dochází i k ekonomickému a sociálnímu působení. Například se mění hodnota ekosystémových služeb, biodiverzita nebo dochází i k ovlivnění lidského zdraví. Souhrnně označujeme

veškeré důsledky invaze pojmem impakt (Pergl 2008), který bývá ve většině případů negativní.

Vzhledem k principiálně shodnému průběhu invaze a kolonizace, je vhodné ve vědě využívat poznatky z ekologie v invazní ekologii a obráceně. Naopak v případě řízení a tvorby politiky v ochraně přírody je s ohledem na výrazný zásah člověka do přirozené dynamiky ekosystémů nutné striktně rozlišovat mezi kolonizací a invazí (Hoffmann & Courchamp 2016). Lze také spatřit rozdílnou definici u invazních druhů mezi ekology a v rámci biologie ochrany přírody. Invazní ekologie nazývá invazními druhy ty, které za pomoci člověka překonaly geografickou bariéru, kde se adaptovaly novým podmínkám a jsou schopné se dále šířit (Richardson et al. 2000). V této definici není podstatný negativní impakt, který je patrný v definici v biologii ochrany přírody. V ní jsou za invazní druhy považované ty, které zvyšují svoji početnost a velikost areálu výskytu za současného negativního impaktu (IUCN). Do této definice však spadají i expanzivní druhy, které jsou původní, nicméně se rychle šíří s negativním impaktem. Zásadně se však liší ve stabilitě nik v ekosystému (Pergl et al. 2016b), proto je vhodné zachovávat rozdílný přístup mezi invazními a expanzivními druhy. Vůbec prvním vědcem, studující změny v šíření druhů při působení člověka, byl anglický ekolog Charles Sutherland Elton (1900–1991), který je proto považován za zakladatele invazní ekologie.

Pro úspěšné invazní druhy je charakteristické, že dosahují vysokého fitness. Dále vykazují dobrou schopnost adaptace novým podmínkám, nebo vysokou fenotypovou plasticitu. Obě možnosti umožňují druhům osidlování nových oblastí s novými podmínkami prostředí, na které nebyly během svého evolučního vývoje specializovány. Vysoká fenotypová plasticita je spíše vhodná do prostředí s vysokou heterogenitou, naopak schopnost adaptace je vhodná do prostředí více homogenního. Na základě molekulárních analýz bylo prokázáno, že druhy se sekvencemi různých druhů v DNA (hybridi, alopolyploidi) vykazují vyšší úspěšnost při invazi (Richardson & Pyšek 2006). Rozsáhlejší geografické rozšíření druhu zvyšuje pravděpodobnost, že se na nový areál výskytu dostanou jedinci z různých metapopulací. Díky tomu získá nová populace rozmanitější genofond, který zvyšuje šanci na úspěšnou adaptaci v novém prostředí. Dále se předpokládá, že díky úniku před přirozenými predátory či parazity si mohou druhy dovolit investovat méně energie do obrany a naopak ušetřenou energii mohou investovat do vyššího počtu potomků. Zvyšuje se jim tím

propagule pressure. Navíc bývají jedinci nepůvodního druhu obvykle pod menším predačním tlakem. A to z důvodu, že místní predátoři na ně nejsou specializovaní, tudíž upřednostňují energeticky méně náročnou predaci původních druhů, se kterými jsou po tisíciletí v koevoluci. Z těchto důvodů lze tedy překládat vyšší fitness invazních druhů oproti původním druhům. Mezi invazní druhy patří častěji ty, u kterých docházelo ke koevoluci s člověkem. Díky tomu byly adaptovány na jeho působení a v příhodný čas jím mohly být dále šířeny.

### 3.2 Dělení

Obecně rozdělujeme nepůvodní druhy na archeofyty a neofyty. Archeofyty jsou nepůvodní druhy, které se vlivem člověka šířily mimo původní areál výskytu v období od neolitické revoluce až do objevení Ameriky (Pyšek et al. 2008). V tomto období bylo člověkem umožněno rychlejší a intenzivnější šíření druhů oproti přirozenému šíření. Nedošlo však ještě k mezikontinentálnímu šíření, které nastalo až v době objevitelských plaveb (Pyšek et al. 2012). Kvůli této změně jsou nepůvodní druhy od objevení Ameriky nazývány neofyty (Pyšek et al. 2008). Tyto druhy mají obecně vyšší impakt na původní společenstvo. Archeofyty jsou oproti neofytům více početné v krajině, jejich areál výskytu je rozlehlejší, ale celkově vytváří nižší pokryvnost na lokalitě (Pyšek et al. 2012).

Nepůvodní druhy lze dělit i podle vlivu na původní společenstvo a fáze invaze, které budou popsány v následující kapitole. V tomto případě rozlišujeme přechodně zavlečené, naturalizované a invazní druhy. Přechodně zavlečené druhy jsou ty, které byly člověkem zavlečeny mimo domovský areál výskytu, ale nejsou schopny dlouhodobě udržovat svoji početnost bez zásahu člověka. Druh, který dokáže udržovat početnost populace bez zásahu člověka, se nazývá naturalizovaný druh. Pokud se navíc dokáže i šířit do okolí s určitým impaktem, hovoří se o tzv. invazním druhu (Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2008). Někdy je invazní nahrazován pojmem invazivní a to z toho důvodu, že má charakterizovat negativní dopad na původní společenstvo podle definice IUCN (Mlíkovský & Stýblo 2006). Naopak Pyšek et al. (2008) preferují výraz invazní a to z důvodu odlišení od medicínského termínu, ve kterém je tento termín spojen vždy s negativním vlivem, který u invazních druhů nemusí podle definice (Richardson et al. 2000) vždy být.

### 3.3 Proces invaze

Než se jakýkoliv druh stane invazním, musí projít několika stádii a procesy, mezi které patří: transport, zavlečení (introdukce), naturalizace (etablování v invazní ekologii živočichů) a šíření. V prvé řadě musí dojít k přenosu jedinců za pomoci vektoru do nové lokality. Přírozené cesty zavlečení na dlouhé vzdálenosti jsou vytvářeny větrnými a mořskými proudy, které využívají pouze některé specializované druhy. Zároveň umožňují migraci jen na určitá místa v určitém směru (Mack 2003). Člověk naopak vytváří celosvětově propojenou síť cest, které navíc umožňují kratší dobu transportu a umožňují migraci na velké vzdálenosti i druhům, které na to nejsou adaptovány. Tyto nové cesty jsou tvořeny námořními, leteckými a obchodními cestami. Nejstarší obchodní cesty se uskutečňovaly ještě před naším letopočtem, tedy už v té době člověk vytvářel nové příležitosti pro šíření druhů. Možnosti šíření nepůvodních druhů jsou tedy úzce spjaty s globálním obchodem (Mack 2003). V průběhu času postupně přibývalo i možných vektorů šíření. Lockwood et al. (2013) je člení do kategorií: potraviny, domácí zvířata, sběratelské a vědecké účely, plodiny pro průmysl a biokontrolní organismy. Současně s těmito vektory se objevují i neúmyslné vektory. Například plevely v zrnech obilí, zátěžová voda v námořní dopravě a další. Kromě dálkového rozšíření, může docházet i k plynulému rozšiřování hraniční oblasti, dále pomocí úzkého koridoru vhodného habitatu umožňují migraci mezi 2 lokalitami (například průplav), přes nášlapné kameny, masovou disperzí, nebo řízenou disperzí (Wilson 2009).

Transport umožní překonání geografické bariéry, a dojde tak k zavlečení na novou lokalitu. Toto stádium je charakteristické tím, že jedinci jsou schopni dosáhnout dospělé formy (Richardson et al. 2000). V novém prostředí na jedince působí nové biotické a abiotické faktory, na které se musí adaptovat pro následující úspěšné šíření. Úspěšnost invaze je snižována biotickou odolností společenstva, která je umožněna predátory, patogeny, nemocemi a mezidruhovou kompeticí o zdroje a prostor (Elton 1958). V případě predace a patogenů záleží, jak moc jsou specializovaní na původní druhy a jaký je dostatek původních druhů. V případě jejich specializace nebude docházet k přílišnému snížení propagule pressure nepůvodních druhů. Zároveň dostatek jedinců původních druhů snižuje nutnost vyhledávat nové zdroje (Preukschas et al. 2014), které by mohli být představovány nepůvodními druhy. Není tedy důležitá jen vysoká biodiverzita, ale především výskyt klíčových druhů. Zjištěno bylo také,



že vyšší náchylnost k zavlečení je v místech, kde je vyšší počet volných nik. Z tohoto důvodu jsou extrémní stanoviště (Pyšek et al. 2012) typu slatiniště, vřesoviště, vysokohorské oblasti méně postiženy výskytem nepůvodních druhů. Tyto typy stanovišť mají obecně nižší množství potenciálních ekologických nik, nižší dostupnost zdrojů a pro výskyt vyžadují vysokou specializaci daným podmínkám. Naopak u malých ostrovů, kde někdy nejsou zaplněny všechny ekologické niky, dochází s vyšší pravděpodobností k zavlečení nepůvodních druhů s vyšším impaktem na ekosystém (Pyšek & Richardson 2006). Schopnost reprodukce a přežití patří mezi biologické bariéry, které určují další osud druhu. Případ, kdy jedinci jsou schopni přežít v nových podmínkách, ale nejsou schopni se rozmnožovat, se nazývá range pinning. V takovém případě se mohou po dlouhou dobu vyskytovat na daném území bez růstu populace do doby, než nedojde k překonání limitujících faktorů. Například dojde ke zvýšení dostupnosti zdrojů vlivem disturbance, nový imigranti zvýší pravděpodobnost rozmnožení, úspěšnost predace. Tyto nové podmínky mohou tedy umožnit další rozvoj.

Po úspěšném zavlečení na novou lokalitu je tedy pro nepůvodní druh nezbytné se přizpůsobit novým podmínkám, aby mohl konkurovat původním druhům a byl schopen odolávat novým podmínkám prostředí. Někdy může být nová populace závislá na rekolonizaci novými jedinci. V takovém případě se jedná o přechodně zavlečené druhy. Po určité době může vlivem rekolonizace dojít k výskytu nových genů v populaci umožňující lepší adaptaci, vyšší početnost zvýší úspěšnost rozmnožení, aj. Díky těmto změnám může dojít k schopnosti populace nahrazovat odumřelé jedince vlastními potomky. V takovém případě se jedná už o zdomácnělý druh (naturalizovaný).

Po zdomácnění druhu nastává lag fáze, kdy je populace schopná existence bez vnější imigrace, ale zároveň není schopná se dále šířit. Tato fáze trvá různě dlouhou dobu. Existuje několik vysvětlení pro výskyt této fáze. 1) Populace musí překonat Alleův efekt. Ten říká, že některé druhy jsou závislé na výskytu ve skupinách. Například u hmyzosubných rostlin existuje vyšší pravděpodobnost opylení v případě vyššího počtu jedinců. 2) Dochází k šíření, které nejsme schopni zaznamenat, vzhledem k nízkému počtu jedinců v novém areálu výskytu. 3) Jedincům chybí symbiotický partner. 4) V této fázi dochází k růstu počtu heterozygotů, kteří zvyšují šanci na přežití v nových podmínkách (Richardson et al. 2011). Po této fázi dochází k dalšímu šíření druhu a nastává tak konečná fáze - invaze.

Invazními druhy se stane jen malé procento z těch, které byly člověkem šířeny. Na základě dat z evropských lokalit bylo statisticky vytvořeno pravidlo desetiny. Podle tohoto pravidla jen 10 % druhů přejde z jednoho stádia invaze do dalšího. Tedy jen 10 % zavlečených druhů se stane přechodně zavlečenými. Z těchto 10 % se jen 10 % stane zdomácnělými druhy. A z těchto 10 % zdomácnělých druhů se jen 10 % stane invazních. Tedy ze všech zavlečených druhů se statisticky jen 0,01 % stane invazními druhy. Hodnota 10 % vychází z rozmezí pravděpodobností u jednotlivých lokalit, která se pohybovala mezi 5 % až 20 % (Williamson & Fitter 1996).

### **3.4 Hypotézy o faktorech ovlivňující invazi**

#### **Darwinova naturalizační hypotéza.**

Tato hypotéza předpokládá, že nepůvodní druhy fylogeneticky vzdálenější původním druhům mají vyšší pravděpodobnost úspěšné invaze. Je to dáno tím, že u těchto druhů lze očekávat menší podobnost v nárocích na prostředí, a tím dochází k nižší vzájemné konkurenci (Darwin 1859 in Daehler 2001). Některé studie tuto hypotézu potvrdily, jiné ji naopak vyvrací (Daehler 2001).

#### **Fenotypová plasticita**

Problémem u nových populací je tzv. efekt hrdla láhve. Migrací jedinců z původní populace do nových lokalit dochází k přenosu jen části genotypu v závislosti na náhodě. K omezenému přesunu genů dochází však jen v případě jednorázového transportu s malým počtem jedinců (Lockwood et al. 2013). Naopak v případě, že by nová populace měla zdroj z více metapopulací, může být výsledný genotyp vyšší oproti původním populacím a tím je dosaženo i vyšší fenotypové plasticity. Takové druhy mají vyšší šanci na přežití a mohou mít i vyšší fenotypovou plasticitu než původní druhy, což jim umožňuje se lépe přizpůsobovat měnícím se podmínkám prostředí (Richardson et al. 2006).

#### **Mutualistické vztahy**

Pro úspěšné šíření nepůvodních druhů je někdy důležitý výskyt mutualistického druhu, který zpřístupňuje zdroje, umožňuje rozmnožování, aj. (Simberloff & Von Holle 1999, Meza-Lopez & Siemann 2015). Pro tento jev zavedli Simberloff & Von Holle (1999)

pojem invasion meltdown. Například některé nepůvodní hmyzosubné rostliny jsou závislé v rozmnožování na opylovačích (Simberloff & Von Holle 1999), se kterými jsou v úzké koevoluci v původním areálu výskytu.

### **Únik před nepřáteli**

V případě, že se druh dostane do prostředí, kde chybí jeho přirození nepřátelé, dojde ke zvýšení počtu jedinců. Lze předpokládat, že nové nepůvodní druhy budou méně napadány predátory, či patogeny oproti původním druhům vlivem chybějící koevoluce (Ryan & Crawley 2002). Se zvyšující se početností však může docházet k postupnému vyššímu zájmu i o tyto nepůvodní druhy ze strany nepřátel z nové lokality, takže se mohou dostat opět pod biokontrolu (Maron & Vilà 2001).

### **Fluktuace dostupnosti zdrojů**

Tato teorie přisuzuje zásadní význam pro úspěšnou invazi dostupnosti zdrojů (světlo, živiny, voda, aj.; Davis et al. 2000). Dusík, který patří mezi limitující prvky u rostlin, jsou některé rostliny schopny vázat. V takovém případě zvyšují jeho dostupnost a zvyšují tak pravděpodobnost invaze (Maron & Vilà 2001). Naopak extrémní stanoviště s nedostatkem zdrojů jsou vůči invazi méně náchylné (Pyšek et al. 2012).

### **Změna klimatu**

V poslední době dochází ke globální změně klimatu, která vede i ke změně podmínek prostředí. Například dochází k acidifikaci oceánů, mění se četnost a intenzita tropických cyklonů, dochází ke změně hydrologických cyklů, vlivem tání permafrostu dochází k vytváření nových ledových jezer, roste průměrná teplota (IPCC 2007). Na tyto všechny změny musí organismy reagovat, přičemž jsou 3 možnosti: adaptace, migrace a extinkce. Každá z těchto možností však může vést k invazi. Při adaptaci mohou druhy získat vlastnost, která jim umožní výskyt i mimo původní areál výskytu. Migrace je prvotní fází invaze a extinkce může uvolnit niku pro nový nepůvodní druh (Lockwood et al. 2013).

### **Rezistence původního společenstva**

Tato teorie říká, že společenstva s vyšší biodiverzitou jsou méně ohroženy invazí (Elton 1958). Tento jev je vysvětlen negativní interakcí původního společenstva s nepůvodními druhy, díky čemuž dojde k zabránění invaze (Maron & Vilà 2001). V případě vyšší biodiverzity se zvyšuje pravděpodobnost negativní interakce.

### 3.5 Impakt nepůvodních druhů

Nepůvodní druhy s různou intenzitou působí na původní společenstvo, přičemž impakt se projevuje na různých měřítkách. Na úrovni genofondu se může projevovat vytvářením hybridů, kteří mohou být úspěšnější než původní rodiče a mít tak vyšší impakt. Například v České republice se kříží *Reynoutria japonica* var. *japonica* a *Reynoutria sachalinensis* za vzniku hybridního druhu *Reynoutria × bohemica*. Všechny tyto 3 druhy jsou nepůvodní v České republice, ale vzniklý hybrid *Reynoutria × bohemica* se díky novému genofondu šíří dvojnásobnou rychlostí (Mandák et al. 2004). Může též docházet k introgresi nepůvodních genů do genofondu (Currat et al. 2008).

Na úrovni jedince mohou nastat u původních jedinců různé změny v morfologii, schopnosti rozmnožování se, nebo změně chování. Tyto změny jsou způsobeny změnou dostupnosti zdrojů, konkurenčním, či predačním tlakem (Parker et al. 1999).

Na úrovni populací může docházet k postupnému vytlačování konkurenčně slabších druhů. Je to dáno tím, že nepůvodní druhy mohou být konkurenčně silnější, díky lepší adaptaci přírodním podmínkám, či mohou lépe využívat zdroje, nebo odolávat predaci. V extrémních případech může dojít až k vymření původních druhů. Zejména jsou ohroženy vzácné endemické druhy vyskytující se na malém území (Parker et al. 1999).

Na úrovni společenstva může docházet k výrazné dominanci nepůvodního druhu ve společenstvu, což má za následek snižování biodiverzity a změnu ve vzájemných mezidruhových interakcích (Hejda et al. 2009). Podle citovaného výzkumu má vliv na sílu impaktu kromě rozsahu pokryvnosti i rozdíl ve výšce mezi dominantním původním a nepůvodním druhem.

Nepůvodní druhy mohou měnit i celé ekosystémy. A to díky změně podmínek prostředí. Například vazači dusíku mohou zvyšovat množství dostupného dusíku, který patří mezi limitující faktory pro rostliny (Parker et al. 1999), kromě dusíku mohou měnit koloběh i dalších živin. Případně mohou stabilizovat půdní prostředí před erozí, zabránit vysychání půdy (Ehrenfeld 2003).

Nepůvodní druhy mají značný vliv na celosvětovou ekonomiku. Podle práce Pimental et al. (2001) dochází v globální ekonomice vlivem invazních druhů ke ztrátám až o 5 % HDP. Tato ztráta je způsobena nižšími výnosy plodin, úhynem hospodářských

zvířat vlivem přenášení chorob z nepůvodních druhů, usmrcování původních druhů nepůvodními predátory, znehodnocení rekreačních míst, či znečišťování prostranství například holuby. Dochází tak ke snižování ekosystémových služeb původních ekosystémů. Zároveň je však potřeba vzít v potaz i to, že některé nepůvodní druhy mohou být pro člověka užitečné až nezbytné. Například člověk je v dnešní době zcela závislý na obilninách, které patří mezi nepůvodní druhy. Dále mu přináší užitek různé okrasné dřeviny, domácí mazlíčci, organismy pro biokontrolu a mnohé další nepůvodní druhy (Lockwood et al 2012).

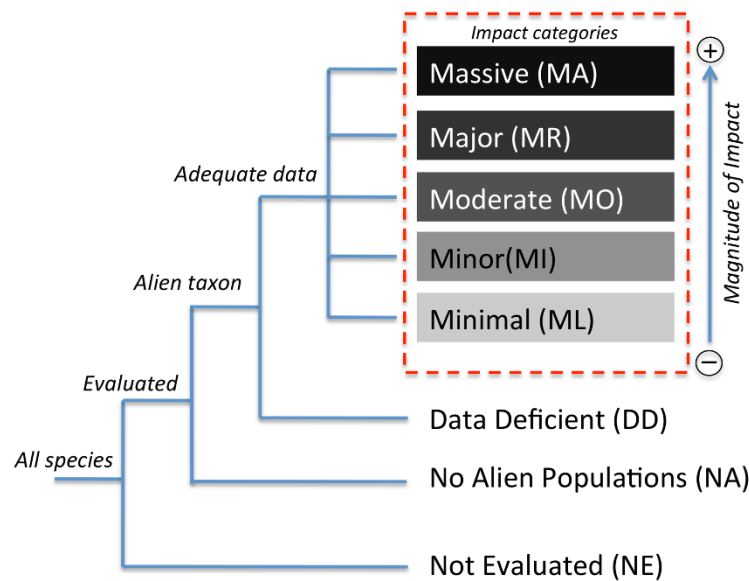
### **3.6 Monitoring a managementová opatření**

Šíření nepůvodních druhů patří v současnosti mezi jeden z nejvýznamnějších globálních problémů, proto je potřeba mu věnovat zvýšenou pozornost. Nejvyšší výskyt nepůvodních druhů je zaznamenán především v prostředí bezprostředně ovlivněném člověkem. Tedy kolem lidských sídel, na zemědělských plochách, v okolí přístavů a řek (Pyšek et al 2012). Vzhledem k tomu, že z ekonomických a časových důvodů není možné provádět detailní průzkum v každé lokalitě, vytváří se modely šíření nepůvodních druhů. Pro tyto modely je nezbytné znát biologii druhu a charakteristiku prostředí. Problémem však zůstává měřítko, kdy při menším měřítku zaznamenáváme nižší heterogenitu prostředí, což může ovlivnit výsledný model (Descombes et al. 2016). Výsledný model umožní předvídat, které populace se budou šířit a s jakou intenzitou, dále které podmínky umožňují šíření. Díky tomu můžeme vytipovat druhy s vysokým potenciálním rizikem na původní druhy, u kterých je nezbytné přistoupit k managementovým opatřením (Pergl et al. 2016b).

IUCN doporučuje řadit nepůvodní druhy do tří seznamů. 1) Bílý seznam, který obsahuje nepůvodní druhy, u kterých byl prokázán malý impakt, a tudíž není nezbytné bránit jejich introdukci. 2) Šedý seznam, který obsahuje nepůvodní druhy, u kterých není jasný jejich impakt na původní společenstvo. Vyžadují tedy další výzkum a monitoring. K těmto druhům doporučuje přistupovat, jako by se jednalo o invazní druhy s vysokým negativním impaktem na původní společenstvo (Černý seznam), dokud se neprokáže opak. 3) Černý seznam pak obsahu invazní druhy, u kterých byl prokázán negativní impakt na původní společenstvo. U těchto druhů je tedy nezbytné přistoupit k opatřením, která by zabránila jejich introdukci, případně realizovat vhodná

managementová opatření, která by způsobila minimalizaci následků na původní společenstvo (Pergl et al. 2016a). Tito autoři ještě zdůrazňují kategorii watch list, u které jsou invazní druhy zaznamenané pouze v okolních státech a tudíž hrozí jejich potenciální šíření i do neinvadovaného státu. Druhy zařazené na černý, nebo šedý seznam nepůvodních druhů je zakázáno dovážet do EU (Genovesi & Scalera 2007).

Blackburn et al. (2014) vytvořili jednotnou celosvětovou klasifikaci, která vychází z přístupu ke klasifikaci ohrožených druhů podle IUCN. Tím by byla usnadněna mezinárodní spolupráce, která je v současnosti ztížena individuálním přístupem hodnocení nepůvodních druhů v jednotlivých státech (Pergl et al. 2016a). Podle této klasifikace jsou nepůvodní druhy řazeny do kategorií podle vlivu na původní společenstvo, jak je vidět na obr. 1. Při dosažení kategorie MA dochází k nahrazování původního společenstva nepůvodním a dochází tak k nezvratným biotickým i abiotickým změnám prostředí. Při dosažení kategorie MR dochází k vymírání alespoň jednoho původního druhu a zároveň dochází k reverzibilním změnám prostředí. Při dosažení kategorie MO dochází k poklesu početnosti původních populací, ale nedochází ke změnám v ekosystému. Při dosažení kategorie MI dochází k fyziologickým změnám u původních druhů vlivem nepůvodních druhů. Při dosažení kategorie ML se nepředpokládá, že by vlivem nepůvodních druhů docházelo ke škodlivým změnám u původních druhů v jakémkoliv měřítku.



Obr. 1: Klasifikace nepůvodních druhů (Blackburn et al. 2014)

U druhů zařazených na černém seznamu listu se obvykle aplikují různá managementová opatření. Nejhorší scénář představuje rezignace, kdy nedochází k žádnému aktivnímu hubení, nebo bránění šíření nepůvodních druhů z důvodů příliš vysokých nákladů. Naopak nejúčinnějším opatřením je kompletní likvidace, kdy dojde k úplnému vyhubení nepůvodního druhu. Tento způsob bývá však značně časově i finančně nákladný. Z těchto důvodů se vyplatí provádět především v počátečních stádiích invaze a na malých plochách. V případě diferencovaného přístupu dochází k vyhubení nepůvodního druhu pouze v místech s nejvyšším impaktem. Naopak v místech, kde příliš neškodí, není přístupováno k managementovým opatřením. Další možností je změna využití krajiny, kdy dochází například k přechodu od intenzivního využívání zemědělské půdy k tradičnímu obhospodařování formou pravidelné pastvy, kosení a odstraňování keřů (Pergl et al. 2016b).

#### 4 Válečka skalní (*Brachypodium rupestre*)

**Popis:** výběžkatá, nebo řídce trsnatá tráva se vzpřímeným lichoklasem. Výběžky se šíří do vzdálenosti 15–30 cm. Dosahuje výšky 50–95 cm, výjimečně 30–125 cm. Nejčastěji má okolo 10 klásků (Schipmann 1991). Rub listu je lesklý, lysý a hladký žlutozelené barvy. Lysé jsou i pluchy, které mají osinu nanejvýš 8 mm dlouhou (Dančák 2017a).

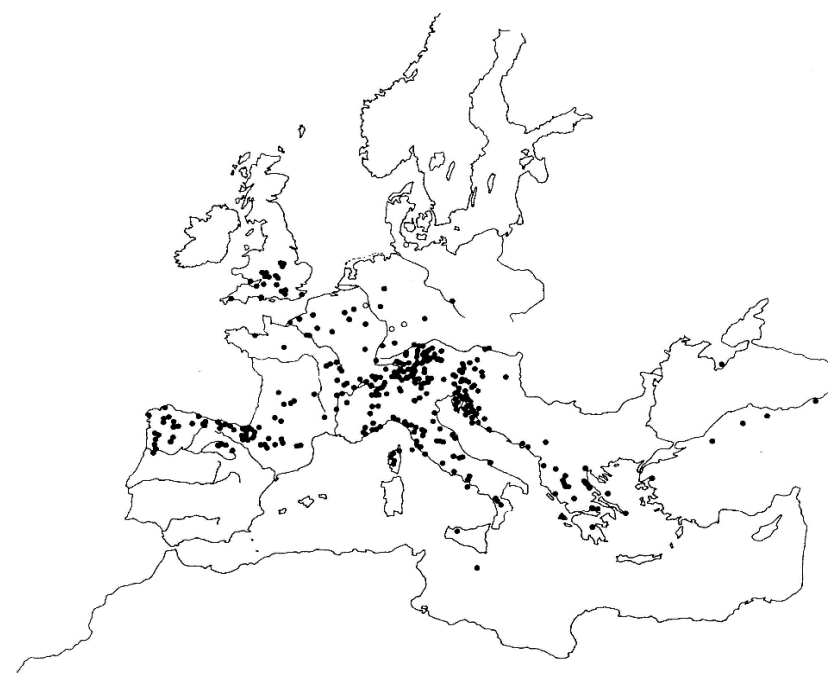


Obr. 2: *Brachypodium rupestre* (foto Dvořák 2016)

**Ekologie:** vyskytuje se nejčastěji na vápnitých půdách (Nickel 2003), přičemž nejběžnějšími biotopy jsou sušší louky, okraje cest a světlé lesy (Schipmann 1991, Dančák 2017b). Často je expanzivní v neobhospodařovaných loukách a dalších trvalých travních porostech (Dančák 2017b), přičemž vzhledem k vysokému obsahu oxidu křemičitého a vlákniny není příliš vhodná ke spásání (Scocco 2013).



**Rozšíření:** hojná je v Alpách, Švábsku a Francouzské Juře (Nickel 2003), zejména pak ve výškách 200–900 m n. m. v Předalpi a v Alpách až do 1800 m n. m. (Schipmann 1991). V Evropě je rozšířená od Pyrenejského poloostrova až po Ural a Kavkaz (obr. 3). V dřívějších květenách nebyl často tento druh považován za samostatný, z čehož vyplývá možnost zkreslené znalosti o skutečném rozsahu areálu a početnosti (Schipmann 1991). V České republice se vyskytuje od severozápadních a severních Čech, přes střední a východní Čechy až na jižní a východní Moravu (Dančák 2017a), přičemž hlavní část výskytu je v oblasti Vlárského průsmyku (Dančák & Hadinec 2011).



Obr. 3: Distribuce druhu *Brachypodium rupestre* v Evropě (Schipmann 1991)

### **Klíč k určování rodu *Brachypodium* v České republice**

V České republice se vyskytují celkově 3 druhy z rodu *Brachypodium*, přičemž zejména *B. rupestre* je podobné druhu *B. pinnatum*. Posledním zástupcem tohoto druhu v České republice je *Brachypodium sylvaticum*. Následující určovací klíč byl převzat z nejnovější práce věnované určování *Brachypodium rupestre* (Dančák 2017b).

1a Rostliny trsnaté, bez nebo jen s velmi krátkými výběžky; osina pluchy 8–15 mm dlouhá-----*B. sylvaticum*

1b Rostliny výběžkaté, případně tvoří velmi řídké trsy stébel nahloučených na dlouhých výběžcích; osina pluchy 2–6 mm dlouhá ----- 2

2a Listové čepele na spodní straně silně drsné kupředu namířenými drobnými osténky, matné, ploché, 3–7 mm široké; pluchy na hřbetě obvykle krátce hustě chlupaté-----

-----***B. pinnatum***

2b Listové čepele na spodní straně hladké nebo jen slabě drsné, bez nebo jen na žilnatině sojednělými kupředu namířenými osténky, nápadně lesklé, většinou alespoň slabě nadvinuté, 2,5–5,5 mm široké; pluchy na hřbetě lysé -----

-----***B. rupestre***

## 5 Metody práce

Rozšíření druhu *Brachypodium rupestre* bylo provedeno excerpcí literárních zdrojů a herbáře OL. Zjištěné lokality byly zařazeny do jednotlivých fytochorionů s využitím map na portálu INSPIRE. V seznamu jsou jednotlivé lokality řazeny vzestupně podle zjištěných fytochorionů.

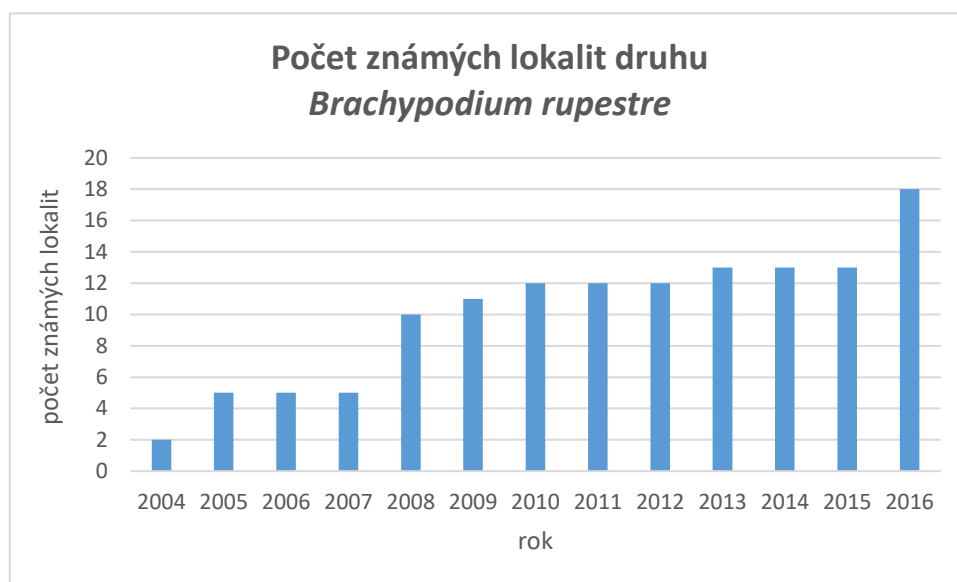
Na vybraných lokalitách pak byly vždy provedeny 2 fytoocenologické snímky, standardní metodikou (Moravec et al. 1994). První byl proveden v místech, kde roste *Brachypodium rupestre*. Další fytoocenologický snímek byl proveden v blízkosti prvního, kde tento druh neroste. Na jedné lokalitě vytvářel druh *Brachypodium rupestre* porosty pouze menší velikosti. Z tohoto důvodu mají snímky 1 a 2 velikost 6,75 m<sup>2</sup>. Ostatní snímky mají velikost 16 m<sup>2</sup>. Pokryvnost jednotlivých druhů byla odhadnuta podle Braun-Blanquetovy stupnice. Nadmořská výška byla zjištěna z portálu mapy.cz. Databáze ze získaných dat z fytoocenologických snímků byla vytvořena v programu Turboveg.

Snímkový materiál byl vyhodnocen pomocí neparametrického párového Wilcoxonova testu v programu NCSS, kdy jednotlivé páry byly tvořeny vždy přilehlými snímky s výskytem a bez výskytu druhu *Brachypodium rupestre*. Fytoocenologické snímky byly dále rozděleny do 2 skupin. A to na invadované a neinvadované druhem *Brachypodium rupestre*, přičemž v každé skupině se vypočítali průměrné hodnoty charakteristik dané skupiny (průměrný celkový počet druhů, počet druhů s pokryvností  $\geq$  kategorie 2, Shannon - Wienerův index a ekvitalita) z jednotlivých snímků.

## 6 Výsledky

### 6.1 Rozšíření druhu *Brachypodium rupestre* v České republice

V České republice jsem z literárních zdrojů a z písemných sdělení nálezců zjistil výskyt druhu *Brachypodium rupestre* na 18 lokalitách, které se nacházejí v pásu zasahujícím ze severozápadních Čech až na jihovýchodní Moravu (obr. 5), přičemž v posledních letech dochází k objevování nových lokalit, jak lze vidět na obr. 4. Seznam jednotlivých lokalit je uveden níže. Seznam obsahuje jen lokality objevené po roce 2004. Dřívější záznamy nebyly zahrnuty, protože existují vážné pochybnosti o jejich věrohodnosti (Dančák & Hadinec 2011).



Obr. 4: Počet všech známých lokalit druhu *Brachypodium rupestre* v České republice

Seznam lokalit v České republice:

**7a. Libochovická tabule:** Veltěže (okr. Louny): xerothermní trávníky na severozápadně orientovaném opukovém svahu v lokalitě Bytiny, cca 2 km JJV od obce, 50°20'01.8"N, 13°53'00.5"E, 335 m n. m. (1. 7. 2010 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011).

**12. Dolní Pojizeří:** Benátky nad Jizerou (okr. Mladá Boleslav): v mladé borové výsadbě u severního cípu obory Travniny (divocí koně a zubří), cca 3,25 km V od zámku, dva nevelké porosty vzdálené od sebe asi 120 m, 50°17'19.5"N, 14°52'12.8"E a 50°17'19.4"N, 14°52'6.5"E, 225 m n. m. (7. 8. 2016 leg. M. Dančák, OL).

**20b. Hustopečské pahorkatina:** v blízkosti Čejče (Dvořák 2017).

**52. Ralsko-Bezdězská tabule:** u Bělé pod Bezdězem (okr. Mladá Boleslav): na suché louce s převládajícím druhem *Bromus erectus* pokrývá cca 100 m<sup>2</sup>, 50°30'11.6"N, 14°46'6.2"E (2009 not. Sádlo in Pyšek et al. 2012).

**63f. Kozlovská vrchovina:** Řetová (okr. Ústí nad Orlicí): u silnice cca 350 m JV od restaurace Na Mandlu, 49°56'31.2"N, 16°22'14.5"E, 450 m n. m. (P. Novák, in litt., 2016; 9. 7. 2016 not. Lachman).

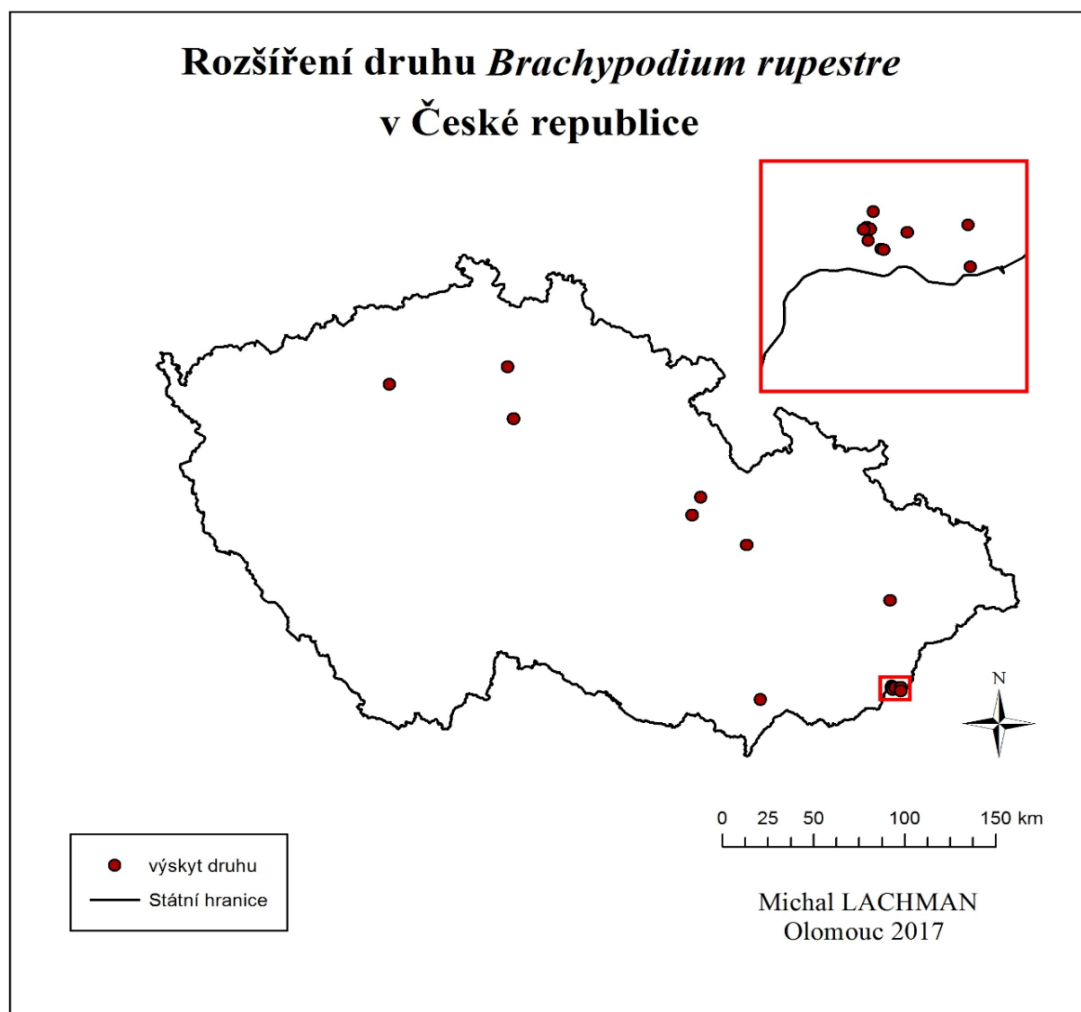
**62. Litomyšlská pánev:** Čistá u Litomyšle (okr. Svitavy): 49°50'34.108"N, 16°19'18.834"E (P. Novák, in litt., 2016).

**63k. Moravskotřebovské vrchy:** Petrůvka (okr. Svitavy): louka v údolí potoka Třebůvka, cca 375 m VSV od autobusové zastávky Městečko Trnávka, Petrůvka, kulturní dům, 49°42'55.2"N, 16°45'37.2"E, 308 m n. m. (8. 6. 2016 not. Lachman). – u Petrůvky na Svitavsku (P. Novák in Dančák 2017b).

**76a. Moravská brána:** Choryně (okr. Vsetín): louka a ovocný sad na jižním svahu vrchu Choryňská stráž v centrální části přírodní památky Choryňská stráž, 49°29'53.7"N, 17°53'20.9"E, 376 m n. m. (2013 leg. M. Dančák, OL; 10. 9. 2015 not. M. Dančák; 8. 6. 2016 not. Lachman).

**78. Bílé Karpaty lesní:** Štítná nad Vláří (okr. Zlín): les u silnice v údolí Zelenského potoka, ca 2,2 km JJZ od kostela v obci, 49°03'08"N, 17°57'57"E, 410 m n. m. (27. 7. 2008 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vláří (okr. Zlín): louka v údolí Zelenského potoka u samoty Zelenské, ca 3 km JJZ od kostela v obci, 49°02'41"N, 17°57'46"E, 420 m n. m. (27. 7. 2008 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vláří (okr. Zlín): zarůstající svahové prameniště v údolí Zelenského potoka u samoty Zelenské, ca 3,1 km JJZ od kostela v obci, 49°02'39"N, 17°57'54"E, 460 m n. m. (4. 6. 2005 not. Dančák; Dančák & Hadinec 2011; 9. 7. 2016 not. Lachman). – Štítná nad Vláří (okr. Zlín): okraj lesa u silnice v údolí Zelenského potoka u samoty Zelenské, ca 3,4 km JJZ od kostela v obci, 49°02'37"N, 17°57'38"E, 440 m n. m. (14. 7. 2004 not. Dančák; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vláří (okr. Zlín): okraj lesní silnice na severozápadním výběžku vrchu Javorník nad údolím Zelenského potoka, ca 3,7 km JJZ od kostela v obci, 49°02'19"N, 17°57'52"E, 530 m n. m. (14. 7. 2004 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vláří

(okr. Zlín): zarůstající louka na severozápadním výběžku vrchu Javorník mezi údolími Zelenského a Vápenického potoka, ca 3,8 km J od kostela v obci, 49°02'07"N, 17°58'25"E, 580 m n. m. (27. 7. 2008 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vlárí (okr. Zlín): okraj lesa u silnice na severozápadním výběžku vrchu Javorník mezi údolími Zelenského a Vápenického potoka, ca 3,9 km J od kostela v obci, 49°02'06"N, 17°58'30"E, 590 m n. m. (27. 7. 2008 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011). – Štítná nad Vlárí (okr. Zlín): okraj lesní silnice v údolí Vápenického potoka, ca 3,1 km JJV od kostela v obci, 49°02'38"N, 17°59'23"E, 440 m n. m. (24. 9. 2005 not. Dančák; Dančák & Hadinec 2011). – Svatý Štěpán (okr. Zlín): u silnice při severním okraji obce, 49°02'59"N, 18°01'47"E, 300 m n. m. (12. 6. 2005 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011; 9. 7. 2016 not Lachman). – Svatý Štěpán (okr. Zlín): lesní louka na severním svahu Jarova vrchu, ca 1,7 km J od železniční stanice Svatý Štěpán, 49°01'50"N, 18°02'02"E, 540 m n. m. (27. 7. 2008 leg. Dančák, OL; Dančák & Hadinec 2011).



Obr. 5: Rozšíření druhu *Brachypodium rupestre* v České republice

## 6.2 Vegetace s druhem *Brachypodium rupestre* v České republice

Přehled jednotlivých fytoocenologických snímků zaznamenaných na vybraných lokalitách a jejich lokalit je uveden v příloze 1. Ze snímkového materiálu vyplývá, že *Brachypodium rupestre* roste v České republice převážně v širokolístých suchých trávnících.

Tabulka 1 shrnuje průměrné hodnoty pokryvností, počtů druhů, počtů druhů s pokryvností  $\geq$  kategorie 2, ekvitability a Shannon–Wienerův indexů za lokality s přítomností druhu *Brachypodium rupestre* a bez přítomnosti druhu *Brachypodium rupestre*. V Tab. 1 jsou uvedeny průměrné hodnoty pokryvností, počtů druhů, počtů druhů s pokryvností  $\geq$  kategorie 2, ekvitability a Shannon–Wienerův indexů za lokality s přítomností druhu *Brachypodium rupestre* a bez přítomnosti druhu *Brachypodium rupestre*.

Tab. 1: Průměrné hodnoty charakteristik lokalit s výskytem a bez výskytu druhu *Brachypodium rupestre*

	lokality s druhem <i>Brachypodium rupestre</i>	lokality bez druhu <i>Brachypodium rupestre</i>
průměrná druhová bohatost	23.6	27.8
průměrný počet druhů s pokryvností $\geq$ kategorie 2	2.6	3
průměrná pokryvnost [%]	73	62
průměrný shannon - Wienerův index	2.286	2.822
průměrná ekvitabilita	0.732	0.882

Tabulka 2 uvádí výsledné hodnoty p-value z Wilcoxonova testu, udávající pravděpodobnost, že mezi lokalitami s výskytem a bez výskytu druhu *Brachypodium rupestre* není rozdíl. U počtu druhů, počtu druhů s pokryvností  $\geq$  kategorie 2 a Shannon - Wienerův indexu ( $p = 0.11$ ) se nepodařilo pomocí Wilcoxonova testu zamítnout nulovou hypotézu o neexistenci vlivu druhu *Brachypodium rupestre* na společenstvo. Naopak u ekvitability a pokryvnosti se prokázalo zamítnutí nulové hypotézy o neexistenci vlivu druhu *Brachypodium rupestre* na společenstvo na 5% hladině významnosti.

Tab. 2: Výsledné hodnoty p-value při testování vlivu druhu *Brachypodium rupestre* na jednotlivé charakteristiky

charakteristika lokalit	p-value
druhová bohatost	0.40652
počet druhů s pokryvností $\geq$ kategorie 2	0.74887
pokryvnost [%]	0.02947
shannon - Wienerův index	0.11063
ekvitabilita	0.02159



## 7 Diskuze

*Brachypodium rupestre* se v České republice vyskytuje roztroušeně po většině území (obr. 5), přičemž první skutečně věrohodný doklad o jejím výskytu v zemi pochází až z roku 2004 (Dančák & Hadinec 2011). U dřívějších historických dokladů existují pochybnosti o správnosti identifikace druhu, či správnosti lokality. Jediným starším herbářově doloženým údajem je doklad o výskytu v Olomouci od rakouského přírodovědce G. Marktanner-Turneretchera, který v letech 1890–1891 učil na střední škole v Olomouci. U tohoto dokladu však existuje podezření, že mohlo v autorově herbáři dojít k záměně místa sběru. Marktanner-Turneretcher totiž také dlouhodobě působil v Grazu, v jehož okolí se *Brachypodium rupestre* hojně vyskytuje. Na druhou stranu v blízkosti Olomouce tehdy existovala vhodná stanoviště, kde se mohl druh vyskytovat. Zdrojem pro prvotní rozšíření mohla být zrušená botanická zahrada v Olomouci (1784–1874), u které nejsou známé informace o pěstovaných druzích rostlin ani o osudu exemplářů po jejím zrušení (Dančák & Hadinec 2011).

Jak vyplývá z obr. 5, rozšíření druhu v České republice není rovnoměrné. Více jak polovina známých lokalit druhu leží na poměrně malém území v severní části Bílých Karpat. Zbytek lokalit je roztroušen jednotlivě v pásu zasahujícím ze severozápadních Čech až na jihovýchodní Moravu, přičemž v posledních letech dochází k objevování nových lokalit (obr. 4.). Z tohoto lze usuzovat, že tento druh se buď v posledních letech rychle šíří, nebo byl dlouhodobě zaměňován, či přehlížen. Pro možnost přehlížení hovoří například to, že jde o druh z čeledi *Poaceae*, která patří mezi botanicky nejméně atraktivní taxony. Je to také skupina, jejíž zástupci se obvykle obtížně určují, zejména ve sterilním stavu. Objevování nových lokalit výskytu však nemusí nutně souviset s šířením druhu, ale může se jednat pouze o důsledek vyššího zájmu o tento druh ze strany vědců, tedy o nerovnoměrný zájem o jednotlivé druhy v průběhu času (Hyndman et al. 2015). Proti možnosti přehlížení stojí skutečnost, že zmíněná oblast Vlárského průsmyku, kde je druh nejvíce koncentrován, je dobře botanicky prozkoumanou oblastí (Dančák & Hadinec 2011). Poměrně intenzivní botanický průzkum zde probíhá již nejméně od počátku 20. století a je tedy pravděpodobné, že by druh byl z této oblasti již dříve doložen. Navíc na většině sledovaných lokalit je druh *Brachypodium rupestre* výraznou dominantou porostů, což snižuje pravděpodobnost jeho přehlédnutí. Konkrétně na 9 z 12 lokalit neklesla pokryvnost pod 25 % (Dančák &

Hadinec 2011, příloha 1). Dalším argumentem, který může podporovat nepůvodnost druhu, patří jeho četný výskyt v blízkosti komunikací (Dančák & Hadinec 2011).

Vzhledem k těsné blízkosti pořízených párových fytoocenologických snímků lze předpokládat, že případný rozdíl ve společenstvu bude způsoben výskytem druhu *Brachypodium rupestre*. Signifikantní rozdíl vyšel jen u celkové pokryvnosti a ekvitability. Pravděpodobně je to dáno tím, že studovaný druh na lokalitách sice vytváří porosty s výraznou dominancí, u kterých tak dochází ke snižování pokryvnosti dalších přirozeně dominantních druhů a tím i ekvitability, ale pokles počtu druhů není dostatečný k prokázání signifikantního rozdílu v diverzitě mezi invadovaným a neinvadovaným porostem. Otázkou však zůstává, jestli v budoucnosti nedojde ještě k většímu poklesu druhové bohatosti, který by už prokázal vliv tohoto druhu i na tuto charakteristiku společenstva. Například v podobné práci, porovnávající neinvadované a invadované společenstvo druhem *Acacia nilotica*, došlo k signifikantnímu rozdílu jak u pokryvnosti, tak druhové bohatosti (Smith 2010). V mé práci je však potřeba vzít v potaz, že se jedná pouze o prvotní výzkum druhu *Brachypodium rupestre* v České republice a tomu odpovídá i počet provedených fytoocenologických snímků a tedy i vstupních dat do statistiky. Výsledek tím mohl být značně ovlivněn. Pro větší váhu výsledku je tedy nutné provést a analyzovat další fytoocenologické snímky.

Vzhledem k tomu, že se jedná o pravděpodobně nově objevený nepůvodní druh (Pyšek et al. 2012), je důležitou otázkou, jaký další vliv bude mít tento druh na původní společenstvo a v jaké fázi invazního procesu se nachází. Vzhledem k tomu, že na většině území (s výjimkou okolí Vlárského průsmyku) se jedná vždy o ojedinelou lokalitu, kde je druh v porostu výrazně dominantní, lze předpokládat, že tento druh se nachází v tzv. lag fázi. V této fázi je druh schopen přežít v novém prostředí, ale není schopen se šířit do okolí, což bylo prokázáno např. u invazního druhu *Frangula alnus* Mill. na východě USA (Frappier et al. 2014), u něhož byla v lag fázi výrazně nižší schopnost šíření. Pouze v okolí Vlárského průsmyku, kde je relativně velké množství lokalit na malém území (v porovnání se zbytkem republiky), by se dalo uvažovat i o možnosti jeho samovolného šíření a tedy začínající invazi. V podobné práci, jako je tato, zaměřené na invazi druhu *Rhamnus frangula* L. byla v lag fázi prokázána výrazně nižší schopnost šíření (Frappier et al. 2014). Zda se druh stane invazním také jinde, ukáže až vývoj v následujících letech.

## 8 Závěr

V České republice se *Brachypodium rupestre* vyskytuje celkově v 9 fytochorionech, přičemž nejvíc lokalit je soustředěno ve fytochorionu 78. Bílé Karpaty lesní, kde se ale vyskytuje nahloučeně ve střední části - v oblasti Vlárského průsmyku (obr. 5). Zde se nachází 10 z celkem 18 dosud známých lokalit v České republice. Ve všech dalších fytochorionech byl zatím zjištěn pouze na jediné lokalitě.

Invadovaná stanoviště mají v porovnání s neinvadovanými stanovišti průměrně nižší druhovou bohatost (o 15 %), počet druhů s pokryvností  $\geq$  kategorie 2 (o 13 %), ekvitabilitu (o 17 %) Shannon–Wienerův index (o 19 %). Naopak vykazují vyšší pokryvnost (o 18 %). Nejprůkaznější vliv má *Brachypodium rupestre* ve společenstvu na ekvitabilitu a pokryvnost. Tento druh má tedy tendenci být ve společenstvu výrazně dominantní na úkor dalších druhů. Tato dominance tak způsobuje snížení počtu druhů ve společenstvu, kteří jsou výrazněji zastoupeny (s pokryvností  $\geq$  kategorie 2). Nedochází však k průkaznému snižování druhové bohatosti, nebo diverzity vyjádřené zde Shannon–Wienerův indexem. Z toho lze tedy usuzovat, že *Brachypodium rupestre* může představovat potenciální riziko pro původní flóru a vegetaci. Šíření druhu a jeho vlivu na domácí flóru a vegetaci je tedy potřeba věnovat další pozornost.

## 9 Literatura

Buriánek V., Novotný P., Frýdl J. & Dostál J. (2013): Metodické postupy hodnocení přízemní vegetace v lesních ekosystémech: certifikovaná metodika. – Strnady. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.

Curat M., Ruedi M., Petit R. & Excoffier L. (2008): The hidden side of invasions: massive introgression by local genes. – *Evolution* 62(8): 1908–1920.

Daehler C.C. (2001): Darwin's naturalization hypothesis revisited. – *Amer. Natur.* 158: 324–330.

Dančák M. & Hadinec J. (2011): *Brachypodium rupestre*. – In: Hadinec J. & Lustyk P. (eds): *Additamenta ad floram Reipublicae Bohemicae. IX., Zprávy České Botanické Společnosti* 46(1): 59–63.

Dančák M. (2017a): Válečka skalní / *Brachypodium rupestre*. Portál české flóry. – [online] dostupné z: <http://flora.upol.cz/fotogalerie/info/5699-Brachypodium-rupestre.html>.

Dančák M. (2017b): Válečka skalní (*Brachypodium rupestre*) – výzva ke sledování. – *Zprávy Moravskoslezské pobočky ČBS* 6: 56–60.

Davis M.A., Grime J.P. & Thompson K. (2000): Fluctuating Resources in Plant Communities: A General Theory of Invasibility. – *Journal of Ecology* 88(3): 528–534.

Descombes P., Petitpierre B., Guisan A., Vittoz P., Morard E. & Berthoud M. (2016): Monitoring and distribution modelling of invasive species along riverine habitats at very high resolution. – *Biological Invasions* 18(12):3665–3679.

Divíšek J., Culek M. & Jiroušek M. (2010): Biogeografie: multimediální výuková příručka. – Geografický ústav Masarykovy univerzity. [online] dostupné z: [https://is.muni.cz/el/1431/jaro2010/Z0005/18118868/index\\_book\\_5-4-3.html](https://is.muni.cz/el/1431/jaro2010/Z0005/18118868/index_book_5-4-3.html).

Dvořák V. (2017): *Brachypodium rupestre* - válečka skalní. – *Natura Bohemica | příroda České republiky*. [online] dostupné z <http://www.naturabohemica.cz/brachypodium-rupestre/>.

Ehrenfeld J.G. (2003): Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. – *Ecosystems* 6: 503–523.

- Elton C.S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants. – Methuen, London.
- Frappier B., Lee T., Olson K. & Eckert R. (2003): Small-scale invasion pattern, spread rate, and lag-phase behavior of *Rhamnus frangula* L. – Forest Ecology And Management 186(1–3): 1-6.
- Genovesi P. & Scalera R. (2007): Toward a black list of invasive alien species entering Europe through trade, and proposed responses. – Council of Europe. Strasbourg. [online] dostupné z: <https://wcd.coe.int/com.instranet.InstraServlet?command=com.instranet.CmdBlobGet&InstranetImage=1298206&SecMode=1&DocId=1438902&Usage=2>.
- Hyndman R., Mesgaran M. & Cousens R. (2015): Statistical issues with using herbarium data for the estimation of invasion lag-phases. – Biological Invasions 17(12): 3371–3381.
- Hejda M., Pyšek P. & Jarošík V. (2009): Impact of Invasive Plants on the Species Richness, Diversity and Composition of Invaded Communities. – Journal of Ecology 97(3): 393–403.
- Hoffmann B. & Courchamp F. (2016): Biological invasions and natural colonisations: are they that different?. – Neobiota. 29: 1–14.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. – Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC. Geneva. Switzerland. pp. 104.
- [IUCN] International Union for Conservation of Nature (2017): IUCN definitions — english. – [online] dostupné z: [https://www.iucn.org/downloads/en\\_iucn\\_\\_glossary\\_definitions.pdf](https://www.iucn.org/downloads/en_iucn__glossary_definitions.pdf).
- Keane M.R and Crawley M.J. (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. – Trends in Ecology & Evolution 17(4): 164–169.
- Kissling W.D., Hardisty A., García E.A., Santamaria M., De Leo F., Pesole G., Freyhof J., Manset D., Wissel S., Konijn J. & Los W. (2015): Towards global interoperability for supporting biodiversity research on essential biodiversity variables (EBVs). – Biodiversity 16 (2 & 3): 99–107.

Lambdon P., Pyšek P., Basnou C., Hejda M., Arianoutsou M., Essl F., Jarosik V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grappo L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kuhn I., Marchante H., Perglova I., Pino J., Vila M., Zikos A., Roy D., & Hulme P. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. – *Preslia* 80 (2): 101–149.

Lockwood J., Marchetti M. & Hoopes M. (2013): *Invasion Ecology*. – Chichester. Wiley-Blackwell.

Latombe G., Pyšek P., Jeschke M.J., Blackburn M. T., Bacher S., Capinha C., Costello J.M., Fernández M., Gregory D.R., Hobern D., Hui C., Jetz W., Kumschick S., McGrannachan C., Pergl J., Roy E.H., Scalera R., Squires E.Z., Wilson R.J., Winter M., Genovesi P. & McGeoch A.M. (2016): A vision for global monitoring of biological invasions. – *Biological Conservation*. [online] dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320716302373>.

Mack R.N. (2003): Global plant dispersal, naturalization and invasion: pathway, modes and circumstances. In: Ruiz, G.M. & Carlton, J.T. (eds), *Invasive species: Vectors and Management Strategies*. pp 3–30. Island press. Washington, DC.

Mandák B., Pyšek P. & Bímová K. (2004): History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76: 15–64.

Maron J.L., & Vilà M. (2001): When Do Herbivores Affect Plant Invasion? Evidence for the Natural Enemies and Biotic Resistance Hypotheses. – *Oikos* 92(3): 361–373.

Meza-Lopez. M., & Siemann E. (2015): Experimental test of the Invasional Meltdown Hypothesis: an exotic herbivore facilitates an exotic plant, but the plant does not reciprocally facilitate the herbivore. – *Freshwater Biology* 60(7): 1475–1482.

Mlíkovský J. & Stýblo P. [eds] (2006): *Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky*. – Český svaz ochránců přírody. Praha.

Moravec J., Blažková D., Hejný S., Husová M., Jeník J., Kolbek J., Krahulec F., Krečmer V., Kropáč Z., Neuhausl R., Neuhauslová-Novotná Z., Rybníček K., Rybníčková E., Samek V. & Štěpán J. (1994): *Fytocenologie: Nauka o vegetaci*. – 1. vydání. Praha. Academia. pp. 403.

Mucina L., Schaminée J.H. & Rodwell J.S. (2000): Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification. – *Journal of Vegetation Science* 11(5): 769–772.

Nagendra H. (2002): Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. – *Applied Geography* 22(2): 175–186.

Nickel H. (2003): *The Leafhoppers And Planthoppers Of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): Patterns And Strategies In A Highly Diverse Group Of Phytophagous Insects*. – Sofia, Pensoft.

Parker I., Simberloff D., Von Holle B., Lonsdale W., Goodell K., Wonham M., Kareiva P., Williamson M., Moyle P., Byers J., & Goldwasser L. (1999): Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. – *Biological Invasions* 1(1): 3–19.

Pergl J. (2008): Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů?. – *Zprávy České botanické společnosti* 43 (23): 183–192.

Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., & Pyšek C. (2013): *Nepůvodní druhy živočichů a rostlin v ČR: návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup (černý a šedý seznam)*. – Botanický ústav AV ČR. Přírodovědecká fakulta UK.

Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., Šanda R., Šefrová H., Šíma J., Vohralík V., & Pyšek P. (2016a): Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. – *Neobiota* 28:1–37.

Pergl J., Dušek J., Hošek M., Knapp M., Simon O., Berchová K., Bogdan V., Černá M., Poláková S., Musil J., Sádlo J. & Svobodová J. (2016b): *Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů*. – [online] dostupné z: [http://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/uvod\\_monitoring\\_mapovani\\_IAS\\_2016.pdf](http://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/uvod_monitoring_mapovani_IAS_2016.pdf).

- Pilková I. (2014): Kvitnutie a fenologické optimum vegetácie na rúbanisku a v lesnom poraste v bábskom lese. – *Acta universitatis matthiae belii sekcia environmentálne manažérstvo* 16(2): 32–46.
- Preukschas J., Zeiter M., Fischer M. & Stampfli A. (2014): Biotic resistance to plant invasion in grassland: Does seed predation increase with resident plant diversity?. – *Basic And Applied Ecology* 15(2):133–141.
- Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. – *Preslia* 74 (2): 97–186.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. & Jarošík V. (2003): Czech Alien Flora and the Historical Pattern of Its Formation: What Came First to Central Europe?. – *Oecologia* 135(1): 122–130.
- Pyšek P. & Richardson D. M. (2006): The biogeography of naturalization in alien plants. – *Journal Of Biogeography* 33(12): 2040–2050.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K. & Tichý L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84 (2): 155–255.
- Rejmanek M. & Pitcairn M.J. (2002): When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? – In: *Turning the Tide: The Eradication of invasive species*. 249–253. IUCN. SSC Invasive Species Specialist Group. Gland. Switzerland and Cambridge. UK.
- Richards C., Bossdorf O., Muth N., Gurevitch J. & Pigliucci M. (2006): Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. – *Ecology Letters* 9(8): 981-993.
- Richardson D., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M., Panetta F. & West C. (2000): Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. – *Diversity and Distributions* 6(2): 93–107.
- Richardson D. & Pyšek P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. – *Progress In Physical Geography* 30(3): 409–431.



Richardson D., Pyšek P., & Carlton J. (2011): A compendium of essential concepts and terminology. – In: Richardson D. (ed.), Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. pp. 409–419. Wiley-Blackwell. Oxford. UK.

Scocco P., Mercati F., Brusaferrò A., Ceccarelli P., Belardinelli C. & Malfatti A. (2013): Grado di cheratinizzazione dell'epitelio ruminale e valutazione dello stato corporeo in ovini tenuti su pascoli di *Brachypodium rupestre*. – *Veterinaria Italiana* 49(2): 1–203.

Schipmann U. (1991): Revision der europäischen Arten der Gattung *Brachypodium*. – *Boissiera* 45: 1–249.

Simberloff D. & Von Holle B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown?. – *Biological Invasions* 1(1): 21–32.

Smith F.R. (2010): Using plant functional types to compare vegetation structure of alien-invaded and uninvaded *Acacia nilotica* savannas. – *South African Journal Of Botany* 76(2): 365–368.

Williamson, M. & Fitter A. (1996): The Varying Success of Invaders. – *Ecology* 77(6): 1661–1666.

Wilson J., Dormontt E., Prentis P., Lowe A. & Richardson D. (2009): Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. – *Trends In Ecology & Evolution* 24 (3): 136–144.

## Přílohy

Příloha 1. Fytocenologické snímky

lokality č.		1	2	3	4	5	6	8	7	9	10
rozloha [m2]		6.75	6.75	16	16	16	16	16	16	16	16
nadmořská výška [m n. m.]		301	301	351	351	442	442	301	301	438	438
expozice		J	J	J	J	SV	SV	S	S	S	S
sklon [°]		20	20	15	15	10	2	5	5	5	15
celková pokryvnost [%]		90	70	80	70	75	60	60	60	60	50
pokryvnost E0 [%]		10	10	1	30	2	1	5	5	20	5
pokryvnost E1 [%]		90	70	80	70	75	60	60	60	60	50
		lokality č.									
jméno druhu	str.	1	2	3	4	5	6	8	7	9	10
<i>Achillea millefolium</i>	hl	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>Agrimonia eupatoria</i>	hl	+	2b	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	hl	+	+	r	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	hl	+	+	+	1	1	-	2b	1	-	-
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	hl	1	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium rupestre</i>	hl	4	-	4	-	4	-	2b	-	2b	-
<i>Bromus erectus</i>	hl	+	3	-	3	-	-	-	-	-	-
<i>Carex caryophylla</i>	hl	+	+	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Carex spicata</i>	hl	+	+	-	-	2m	-	-	-	-	-
<i>Centaurea jacea</i>	hl	r	+	-	1	-	+	+	1	-	-
<i>Cerastium brachypetalum</i>	hl	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	hl	+	r	+	+	-	-	+	+	-	-
<i>Fragaria viridis</i>	hl	1	2m	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Galium album s.str.</i>	hl	1	1	+	+	2m	-	-	-	-	-
<i>Galium verum</i>	hl	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	hl	+	r	+	-	-	-	-	1	-	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	hl	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Lotus corniculatus</i>	hl	+	+	-	+	-	2b	-	-	-	-
<i>Luzula campestris</i>	hl	+	+	-	+	1	-	-	-	-	-
<i>Myosotis ramosissima</i>	hl	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Origanum vulgare</i>	hl	1	2m	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Pimpinella saxifraga s.str.</i>	hl	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Poa pratensis</i>	hl	+	+	+	+	-	-	-	2a	-	-
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	hl	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	hl	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Thymus pulegioides</i>	hl	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium dubium</i>	hl	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trisetum flavescens</i>	hl	2b	1	r	+	-	-	-	-	+	-
<i>Valerianella locusta</i>	hl	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-

jméno druhu	str.	lokalita č.									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Vicia hirsuta</i>	hl	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Avenula pubescens</i>	hl	-	r	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Carlina vulgaris</i>	hl	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clinopodium vulgare</i>	hl	-	+	r	r	-	-	-	-	-	-
<i>Convolvulus arvensis</i>	hl	-	r	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Crepis biennis</i>	hl	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leucanthemum vulgare</i>	hl	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	hl	-	+	-	+	-	1	-	+	-	-
<i>Prunella vulgaris</i>	hl	-	+	-	-	-	1	-	+	-	-
<i>Pyrus communis</i>	jl	-	r	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rosa canina</i> agg.	jl	-	+	r	r	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium campestre</i>	hl	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Veronica arvensis</i>	hl	-	r	-	-	r	-	-	-	-	-
<i>Veronica chamaedrys</i>	hl	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	jl	-	-	r	-	-	-	-	-	r	r
<i>Cytisus scoparius</i>	jl	-	-	r	+	-	-	-	-	-	-
<i>Euonymus europaea</i>	hl	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia cyparissias</i>	hl	-	-	r	+	-	-	-	-	-	-
<i>Galium aparine</i>	hl	-	-	+	r	-	-	1	+	-	-
<i>Geum urbanum</i>	hl	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heraclium sphondylium</i>	hl	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hieracium sabaudum</i>	hl	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hypericum perforatum</i>	hl	-	-	r	-	-	-	-	-	+	-
<i>Lysimachia nummularia</i>	hl	-	-	+	-	-	-	-	1	1	-
<i>Melampyrum nemorosum</i>	hl	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polygonatum multiflorum</i>	hl	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus robur</i>	jl	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus species</i>	hl	-	-	r	-	-	-	-	-	-	-
<i>Silene nutans</i>	hl	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	hl	-	-	r	-	-	+	+	-	-	-
<i>Veronica officinalis</i>	hl	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viola reichenbachiana</i>	hl	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>	hl	-	-	-	2a	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium pinnatum</i>	hl	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Briza media</i>	hl	-	-	-	+	r	-	-	-	-	-
<i>Campanula persicifolia</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Centaurea scabiosa</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Danthonia decumbens</i>	hl	-	-	-	2a	-	-	-	-	-	-
<i>Festuca rubra</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hieracium brachiatum</i>	hl	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Lychnis viscaria</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Malus domestica</i>	jl	-	-	-	r	1	-	-	-	-	-

jméno druhu	str.	lokalita č.									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Potentilla heptaphylla</i>	hl	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus species</i>	jl	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Securigera varia</i>	hl	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Hylotelephium maximum</i>	hl	-	-	-	r	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium montanum</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Veronica teucrium</i>	hl	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Equisetum arvense</i>	hl	-	-	-	-	2m	2a	-	-	1	-
<i>Geranium pratense</i>	hl	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Listera ovata</i>	hl	-	-	-	-	r	-	-	-	-	-
<i>Molinia arundinacea</i>	hl	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Trifolium medium</i>	hl	-	-	-	-	2a	-	-	-	-	-
<i>Vicia tenuifolia</i>	hl	-	-	-	-	2m	-	-	-	-	-
<i>Aegopodium podagraria</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	+	1	-
<i>Alchemilla species</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Carex flacca</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	-	r	-
<i>Daucus carota</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	hl	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Galium odoratum</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	-	1	+
<i>Geranium robertianum</i>	hl	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+
<i>Hieracium piloselloides</i>	hl	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Plantago major</i>	hl	-	-	-	-	-	1	-	-	+	-
<i>Acer platanoides</i>	jl	-	-	-	-	-	-	r	r	-	-
<i>Cichorium intybus</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Medicago lupulina</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Potentilla anserina</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Rubus idaeus</i>	s2	-	-	-	-	-	-	-	2a	1	-
<i>Senecio ovatus</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	2a	-	-
<i>Urtica dioica</i>	hl	-	-	-	-	-	-	2m	+	1	1
<i>Vicia cracca</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Arctium tomentosum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Campanula trachelium</i>	hl	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Chelidonium majus</i>	hl	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Cornus sanguinea</i>	jl	-	-	-	-	-	-	r	-	-	+
<i>Impatiens parviflora</i>	hl	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Lamium maculatum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	1	-	+	-
<i>Ranunculus acris</i>	hl	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Stellaria media</i>	hl	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Torilis japonica</i>	hl	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Agrostis stolonifera</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Colchicum autumnale</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-
<i>Equisetum pratense</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-

jméno druhu	str.	lokalita č.									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Eupatorium cannabinum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Geranium robertianum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Impatiens noli-tangere</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Lapsana communis</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Lycopus europaeus</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Pimpinella major</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Salvia verticillata</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-
<i>Stachys sylvatica</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Arum cylindraceum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r
<i>Circaea lutetiana</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Dryopteris filix-mas</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Glechoma hederacea</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2a
<i>Oxalis acetosella</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2m
<i>Picea abies</i>	jl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Pulmonaria officinalis</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2m
<i>Stellaria nemorum</i>	hl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

str. = stratifikace

**lokalita 1: 63k. Moravskotřebovské vrchy:** Petrůvka (okr. Svitavy): louka v údolí potoka Třebůvka, cca 375 m VSV od autobusové zastávky Městečko Trnávka, Petrůvka, kulturní dům, 49°42'55.2"N, 16°45'37.2"E, 308 m n. m. (8. 6. 2016).

**lokalita 2: 63k. Moravskotřebovské vrchy:** Petrůvka (okr. Svitavy): louka v údolí potoka Třebůvka, cca 375 m VSV od autobusové zastávky Městečko Trnávka, Petrůvka, kulturní dům, 49°42'55.2"N, 16°45'37.2"E, 308 m n. m. (8. 6. 2016).

**lokalita 3: 76a. Moravská brána:** Choryně (okr. Vsetín): louka a ovocný sad na jižním svahu vrchu Choryňská stráž v centrální části přírodní památky Choryňská stráž, 49°29'53.7"N, 17°53'20.9"E, 376 m n. m. (8. 6. 2016).

**lokalita 4: 76a. Moravská brána:** Choryně (okr. Vsetín): louka a ovocný sad na jižním svahu vrchu Choryňská stráž v centrální části přírodní památky Choryňská stráž, 49°29'54.4"N, 17°53'20.9"E, 376 m n. m. (8. 6. 2016).

**lokalita 5: 63f. Kozlovská vrchovina:** Řetová (okr. Ústí nad Orlicí): u silnice cca 350 m JV od restaurace Na Mandlu, 49°56'31.2"N, 16°22'14.5"E, 450 m n. m. (10. 6. 2016).

**lokalita 6: 63f. Kozlovská vrchovina:** Řetová (okr. Ústí nad Orlicí): u silnice cca 350 m JV od restaurace Na Mandlu, 49°56'30.6"N, 16°22'15.8"E, 450 m n. m. (10. 6. 2016).

**lokalita 7: 78. Bílé Karpaty lesní:** Svatý Štěpán (okr. Zlín): u silnice při severním okraji obce, 49°02'59"N, 18°01'47"E, 300 m n. m. (19. 7. 2016).

**lokalita 8: 78. Bílé Karpaty lesní:** Svatý Štěpán (okr. Zlín): u silnice při severním okraji obce, 49°02'59"N, 18°01'47"E, 300 m n. m. (19. 7. 2016).

**lokalita 9: 78. Bílé Karpaty lesní:** Štítná nad Vláří (okr. Zlín): okraj lesní silnice v údolí Vápenického potoka, ca 3,1 km JJV od kostela v obci, 49°02'38"N, 17°59'23"E, 440 m n. m. (19. 7. 2016).

**lokalita 10: 78. Bílé Karpaty lesní:** Štítná nad Vláří (okr. Zlín): okraj lesa v údolí Vápenického potoka, ca 3,1 km JJV od kostela v obci, 49°02'39,6"N, 17°59'23"E, 440 m n. m. (19. 7. 2016).