

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie  
Studijní obor: NBOTA



**Bc. Věra Hanzelková**

Vliv invazních a nativních rostlin na abiotické  
a biotické vlastnosti půdy

The effect of invasive and native plants on abiotic  
and biotic soil properties

Diplomová práce

Školitel: Mgr. Anna Aldorfová

Konzultant: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha, 2019

**Poděkování:**

Chtěla bych poděkovat své školitelce Aničce Aldorfové za čtení práce, poznámky k jejímu zpracování a rady u statistického zpracování dat. Dále děkuji Zuzce Münzbergové za konzultace ohledně designu pokusu a statistického zpracování dat. Hance Pánkové z Oddělení populační ekologie BÚ AV ČR v Průhonicích bych chtěla poděkovat za konzultace při průběhu pokusu a Janě Rydlové z Oddělení mykorhizních symbióz za rady při hodnocení mykorhizních hub. Poděkování patří i laborantkám z Oddělení populační ekologie – Martině Lokvencové, Iloně Jarošincové, Iloně Chmelařové a Daně Parysové - za pomoc při přípravě zahradního pokusu a sklizení pokusu a přípravě vzorků pro hodnocení mykorhizních hub. Velké díky patří také Luce Drtinové při přípravě pokusu, hlídání jeho průběhu a odebírání vzorků. Nakonec bych ještě ráda poděkovala všem stálým brigádníkům (Vojtovi, Danovi, Michalovi, Zuzce a mojí sestře Evě) i brigádníkům, kteří pomohli byť třeba jen jednorázově.

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 12.8.2019

Podpis:

## **Abstrakt:**

Invasní rostliny jsou důležitým tématem studia v současné ekologii, neboť dokáží ovlivnit celé ekosystémy. Rostliny interagují s půdou, včetně půdní bioty, ostatními rostlinami ve společenstvu a dalšími organismy jako např. herbivory. Invasní rostliny se často liší od neinvazních rostlin využíváním živin, čímž mohou ovlivňovat i pH půdy. Mohou se lišit i v intenzitě interakcí s mykorrhizními houbami, které napomáhají příjmu živin rostlinami.

V této práci je porovnáván vliv invazních a nativních rostlin na vlastnosti půdy. Porovnávány jsou kongenerické páry rostlin, kde jeden druh je nativní a druhý invazní. Zároveň jsou nativní druhy vybrány tak, aby byly dominantní a mohly tak být lépe porovnávány s invazními rostlinami, jež mohou dominovat v novém prostředí. Pro hodnocení vlastností půdy jsou vybrány hodnota pH a obsah základních živin jako abiotické vlastnosti půdy a množství propagulí arbuskulárně mykorrhizních hub v půdě a rychlost jejich šíření jako biotické vlastnosti půdy.

V této práci se invazní rostliny se od nativních odlišují pouze v obsahu výměnného fosforu a draslíku. U těchto dvou živin a taktéž u jednoho z ukazatelů šíření mykorrhizních hub v půdě se objevil i rozdíl mezi druhy uvnitř rodu. U většiny půdních vlastností ovšem hraje důležitou roli rod rostlin, nikoliv invazní status. Vybrané skupiny invazních a nativních rostlin se tedy svým vlivem na půdu příliš neliší a důležitým faktorem je především rod rostlin. Při vlivu na půdu jsou tedy důležité u vybraných rostlin vlastnosti, které jsou společné rostlinám v rodě bez ohledu na druh a invazní status. Je tedy možné, že blízké příbuzné druhy rostlin využívají jiné mechanismy při šíření v novém prostředí a ovlivňují půdu v jiných faktorech, než které byly studovány v této práci. Další prozkoumání by si zasloužily zvláště půdní patogeny.

**Klíčová slova:** invazní rostliny, nativní rostliny, mykorrhizní symbióza, pH, půdní vlastnosti, živiny

## **Abstract:**

Invasive plants represent an important topic of study in current ecology because of their effects on whole ecosystems. The plants interact with the soil including soil biota, with the other plants in the community and with other organisms, eg. herbivores. Invasive plants often differ from non-invasive plants in nutrient utilization and can thus affect soil pH as well. They may also differ in the way they interact with mycorrhizal fungi that help the plants with nutrient uptake.

In this study, the effect of invasive and native plants on soil properties is compared. Congeneric pairs of species, where one species is native and the other invasive, are compared. The native species are chosen so that they are dominant and therefore comparable to the invasive plants

in the new environment. The evaluated soil properties are pH value and content of elemental nutrients from abiotic properties, and the amount of mycorrhizal fungi propagules and their spreading rate in soil from the biotic properties.

In this study, the invasive and native plants differ only in the content of exchangeable phosphorus and potassium. Content of these two nutrients and one of the indicators of mycorrhizal fungi differ within the pairs of species as well. For most soil properties, the genus of the plant plays the main role, not the invasive status. The chosen invasive and native groups of plants do not differ much in their effect on soil properties and the main factor is the genus of the plants. In the effect on the soil, the properties common in the whole genus of chosen plants regardless of species or invasive status are important. It is possible that closely related species of plants use different mechanisms in spreading in new environment and they affect the soil by different factors than the ones that have been studied in this thesis. Especially soil pathogens would deserve to be studied as well.

**Key words:** invasive plants, native plants, mycorrhizal symbiosis, pH, soil properties, nutrients

**Seznam zkratk:**

AMF – arbuskulárně mykorhizní houby (arbuscular mycorrhizal fungi)

ERH – hypotéza úniku před nepřáteli (enemy release hypothesis)

PSF – zpětnovazebné interakce mezi rostlinami a půdou (plant-soil feedback)

## Obsah

Obsah.....	5
Přílohy.....	5
1. Úvod.....	6
2. Cíle práce.....	11
3. Metodika.....	12
3.1. Studované druhy rostlin.....	12
3.2. Kultivace substrátu a odběry vzorků po kultivaci.....	14
3.3 Hodnocení kolonizace kořenů rostlin mykorhizními houbami.....	17
3.4 Biotické vlastnosti substrátu.....	20
3.4.1 Metoda Most Probable Number (MPN).....	21
3.4.2 Metoda Mean Infection Percentage (MIP).....	23
3.5 Abiotické vlastnosti substrátu.....	24
3.6 Statistické analýzy.....	25
4. Výsledky.....	29
5. Diskuze.....	45
5.1 Diskuze metodiky.....	45
5.2. Diskuze výsledků.....	47
6. Závěr.....	55
7. Použitá literatura.....	56

## Přílohy

Příloha A – Kolonizace kořenů pokusných rostlin

Příloha B – Vlastnosti substrátu

## 1. Úvod

Invazní druhy jsou jedním z důležitých témat současné ekologie (např. Cagua et al. 2019, Crooks 2002, Kolar a Lodge 2001, Lenda et al. 2019, Mack et al. 2000, Sakai et al. 2001 a van Kleunen et al. 2010). Invazní druhy rostlin mají vliv jak na rostlinná společenstva, do kterých se šíří, tak na celý ekosystém, přičemž působení invazních rostlin je v jednotlivých součástech ekosystému různě silné (Vilà et al. 2011). Invazním druhem rostlin je myšlený naturalizovaný druh, jenž se velmi rychle šíří v novém prostředí na velké vzdálenosti od mateřské populace, má mnoho potomků a potenciálně může obsadit velké území. Naturalizovaný druh je pak zavlečený/nepůvodní druh, který se v novém prostředí rozmnožuje bez lidské pomoci, časem ovšem může zmizet, nemusí být trvalým druhem. Ne každý naturalizovaný druh se stane druhem invazním (Pyšek et al. 2004 a Rejmánek 2000).

Při šíření rostlin v novém prostředí hrají důležitou roli jak znaky rostlin, tak vlastnosti prostředí a složení rostlinného společenstva (Richardson a Pyšek 2006). Pro šíření invazních rostlin jsou v literatuře uváděny různé hypotézy, zde uvedu jen některé. Hypotéza úniku před nepřáteli (Enemy Release Hypothesis, ERH) říká, že šíření nepůvodních rostlin probíhá rychleji kvůli menšímu množství nepřátelských organismů (patogeny, parazité, predátoři atd.) z původního prostředí nepůvodní rostliny oproti příbuzným rostlinám, jež jsou v daném prostředí nativní a jejich nepřátelé jsou normálně přítomni. Tím získávají nepůvodní rostliny výhodu v kompetici s nativními rostlinami (Colautti et al. 2004 a Keane a Crawley 2002). Zajímavým srovnáním může být porovnání invazních rostlin vůči nativním rostlinám v novém prostředí, jež jsou blízce příbuzné. Rejmánek (1999) uvádí, že lépe se šíří druhy, které nejsou blízce příbuzné s nativními druhy v novém stanovišti, pravděpodobně z důvodu toho, že je nenapadají podobné patogeny a herbivoři, tedy že jim unikly, jak předpokládá ERH. Agrawal et al. (2005) porovnávali kongenerické páry rostlin, nativní a zavlečené. Introdukované druhy byly méně napadané patogenními houbami a viry a také herbivory. Nicméně napadení různými skupinami se měnilo v čase a nedá se říci, že by introdukované rostliny vždy lépe prospívaly oproti nativním.

Druhou často uváděnou hypotézou, jež mluví na rozdíl od ERH o tom, proč se rostliny naopak v některém prostředí nešíří rychle, je hypotéza biotické odolnosti (Biotic Resistance Hypothesis), kdy se rostlinné společenstvo různými způsoby (predace, kompetice, parazitismus, patogeny atd.) dokáže bránit nepůvodním rostlinám. Podle autora hypotézy je nejdůležitějším faktorem počet druhů ve společenstvu: čím více druhů, tím lépe se společenstvo brání nepůvodním druhům (Elton 1958). Z meta-analýzy studií zabývajících se biotickou odolností autorů Levine et al. (2004) ovšem

vyplývá, že biotická odolnost spíše nezabraňuje invazi, ale v pozdějších stádiích invaze brání rychlému šíření nepůvodních rostlin. Autoři hodnotili působení kompetice, diverzity rostlin, herbivorů a společenstva půdních hub (patogenní i mykorhizní houby) v rámci biotické odolnosti, kde kromě hub, které neměly obecně prokazatelný kladný nebo záporný efekt, působily ostatní hodnocené faktory proti šíření nepůvodních rostlin. Tím navazují částečně na ERH, neboť nepůvodní rostliny mohou utéct patogenům z jejich původního prostředí, ale nemohou utéct kompetici v prostředí novém. Přičemž je velmi důležité, jaké funkční vlastnosti nepůvodní rostlina má a které jsou vhodné pro kompetici s místními druhy např. o zdroje živin a vody či lepší obranu proti herbivorům (Thebaud et al. 1996).

Poslední hypotézou, kterou zde uvedu, a která je novější než předchozí dvě, je hypotéza nových zbraní (Novel Weapons Hypothesis). Tato hypotéza předpokládá, že nepůvodní rostliny mají vlastnost či vlastnosti, kterou místní druhy nemají, a tato vlastnost nepůvodní rostlinu zvýhodní a napomůže k jejímu šíření. Touto vlastností může být např. tvorba chemických látek s alelopatickým působením na místní rostliny nebo s antibiotickým efektem na místní půdní mikrobiotu (Callaway a Ridenour 2004).

Jinými vlastnostmi, které napomáhají šíření invazních rostlin oproti neinvazním rostlinám, jsou např. velikost semen, doba klíčení či časová prodleva mezi tvorbou semen, kdy rostliny s velkým množstvím malých semen plodící rychleji bývají více invazní (Rejmánek a Richardson 1996). S tímto souvisí šíření semen také pomocí živočichů, dále opylovači a jako další organismy působící v šíření rostlin se uplatňuje mutualistická podzemní biota (mykorhizní houby a N-fixující bakterie). Pokud rostliny využívají nesespecifické mutualisty a opylovače, mají při šíření výhodu. V případě, že jsou rostliny specializovanější a jsou příbuzné, mohou si více konkurovat s nativními rostlinami a nešíří se tak rychle (Richardson et al. 2000).

Dále se invazní rostliny liší od neinvazních využíváním živin z půdy (Dassonville et al. 2008). Invazní rostliny mají vyšší příjem živin a tendenci homogenizovat půdu tím, že v oblastech s nižším množstvím živin zvyšují množství živin ve svrchní vrstvě půdy, zatímco v místech s vysokým obsahem živin jejich obsah v povrchové vrstvě půdy snižují. To autoři vysvětlují přesunem živin z hlubších vrstev do vyšších a změnou dosažitelnosti živin pomocí pozměnění podmínek v půdě. Tím invazní rostliny dosahují větší biomasy oproti neinvazním rostlinám a vyššího obsahu živin v této biomase. Snižování množství živin vysvětlují vymýváním živin v zimě, kdy rostliny nedostatečně zakrývají půdu. Gioria a Osborne (2014) porovnávali invazní a nativní druhy z hlediska využívání zdrojů (živiny, voda, světlo, prostor). Invazní rostliny byly lepšími kompetitory o živiny v prostředí, kde byly živiny lépe dostupné, zatímco o vodu kompetovaly lépe



při její vysoké i nízké dostupnosti. Burns (2004) porovnávala kongenerické invazní a neinvazní druhy, přičemž invazní druhy rostly rychleji při vyšší dostupnosti živin oproti neinvazním rostlinám, zatímco při malé dostupnosti živin se neodlišovaly. Autorka toto vysvětluje schopností invazních rostlin lépe využívat živiny v příznivém prostředí oproti neinvazním rostlinám a tím se lépe šířit. Pro dostupnost vody ovšem toto opět neplatilo.

Z hlediska porovnávání invazních a nativních rostlin je také důležité, že invazní rostliny dokáží tvořit dominantní porosty v novém prostředí, zatímco nativní rostliny mohou být zastoupeny ve škále od velmi malého zastoupení po dominantní. Proto je u vlivu invazních rostlin důležité porovnávat je s taktéž nativními dominantami, neboť vliv dominantní rostliny, ať už invazní či nativní, je větší než vliv rostliny méně dominantní. Ve většině studií ovšem není brán zřetel na to, zda jsou nativní rostliny dominantní či nikoliv. Smith et al. (2004) ukazuje, že dominance druhů hraje důležitější roli než množství druhů (na rozdíl např. od původního stanovení hypotézy o biotické odolnosti) ve společenstvu z hlediska ubránění se invaze. Čím více dominantních druhů je ve společenstvu, tím spíše bude společenstvo invadováno a naopak, čím více je ve společenstvu vzácnějších druhů, tím spíše se společenstvo bude invazi lépe bránit. Na druhou stranu Hejda et al. (2009) ukazují, že společenstva s nativními dominantami se brání invazi lépe než společenstva s větším množstvím vzácnějších druhů. Houlahan a Findlay (2004) uvádí, že invazní druh nemusí vždy vytlačit dominantní nativní druh a druhy mohou i koexistovat s různými proměnami v čase. Dále ovšem podotýkají, že ve společenstvech se vzácnými nativními druhy se invazní rostliny spíše rozšíří a stanou se dominantními. Tyto opačné názory jen dokazují, že je nutné více zkoumat invaze i z hlediska dominance rostlin a zjistit, jak silná je kompetice mezi dominantními druhy.

Všechny rostliny využívají vlastností půdy v daném území, ale zároveň tyto vlastnosti ovlivňují. Tím mohou napomáhat svému vlastnímu růstu v rámci tzv. zpětnovazebných interakcí mezi rostlinou a půdou (plant-soil feedback, PSF) (Ehrenfeld et al. 2005). Složky působící v PSF jsou na jedné straně rostliny a na druhé straně půda. Půdu lze rozdělit na složku abiotickou a biotickou, přičemž obě se v PSF uplatňují (Bezemer et al. 2006). Zatímco vliv abiotické složky, kam patří fyzikální a biogeochemické vlastnosti půdy, je spíše nespecifický, tak vliv biotické složky, jež se skládá z půdní a případně nadzemní bioty, je druhově specifičtější (Bever et al. 1997, Ehrenfeld et al. 2005, Hendriks et al. 2013). Biotu lze dále podle svého působení dělit na symbionty, patogeny a dekompozitory, přičemž významnou součástí každé z těchto kategorií jsou houby a bakterie (van der Putten et al. 2016). Rostliny tyto půdní složky ovlivňují změnou struktury půdy, čerpáním vody a živin a naopak přispívají opadem k dodávání živin a vylučují různé chemické látky do půdy.

Tímto přispívají jak ke změně podmínek ke svému růstu, tak k růstu podzemní bioty (Ehrenfeld et al. 2005).

Invazní rostliny mohou měnit symbiotickou biotu, složení a množství AMF a N-fixujících bakterií (Hawkes et al. 2005 a Hawkes et al. 2006) v novém prostředí ve svůj prospěch. Proti tomu ovšem hovoří to, že AMF jsou považovány obecně za málo specifické symbionty (Smith a Read 2008), tudíž změna složení AMF by nemusela vykazat velký efekt. Nicméně spojení některých druhů AMF a druhů rostlin je častější a dá se předpokládat určitá specifická (Helgason et al. 2002). Na druhou stranu invazní rostliny nemusí být vždy obligátně mykorhizní, mohou být fakultativně mykorhizní či nemykorhizní, případně jsou generalističtější než nativní druhy, pokud je vykazána u nativních druhů specifická k určitým AMF. Mezi nativními druhy rostlin se vyskytují mykorhizní rostliny mnohem častěji než u invazních rostlin, u mnoha invazních rostlin ovšem jejich invazní status znám není na rozdíl od nativních rostlin (Pringle et al. 2009). Zajímavostí však je, že invazní rostliny mohou být evolučně tlačeny k menší závislosti na mykorhizní symbióze a k větší flexibilitě při výběru mykorhizního symbionta (Seifert et al. 2009). Nemykorhizní invazní rostliny dokonce mohou tvořit některé látky, které potlačují růst AMF a tím znesnadňovat růst nativních mykorhizních rostlin. Tyto látky mohou být součástí opadu nebo mohou být vylučovány jako kořenové exudáty (Broeckling et al. 2008, Stinson et al. 2006), zároveň je toto působení příkladem hypotézy nových zbraní (Callaway et al. 2008). Marler et al. (1999) ovšem ukazují i opačný případ, kdy mykorhizní invazní rostliny potlačují růst nativní nemykorhizní rostliny, aniž by efekt byl způsoben lepším příjmem živin pomocí AMF. Autoři se domnívají, že toto může být způsobeno redistribucí živin, či stavem, kdy se mykorhizní houby chovají spíše jako parazité vůči nemykorhizní rostlině, či dokáží chránit mykorhizní rostliny před půdními patogeny. V případě patogenní bioty mohou invazní rostliny zároveň využívat toho, že se v závislosti na vlastnostech konkrétních invazních druhů rostlin může patogenní biota kupit pomaleji, a tím mají invazní rostliny šanci zvýšit svůj počet, či pouze využívají úniku před původními patogeny dle ERH (Callaway et al. 2004, Klironomos 2002 a Reinhart a Callaway 2006).

Invazní rostliny díky vlivu na půdní biotu mění množství živin v půdě a potlačují tak růst nativních rostlin. Tento efekt na nativní rostliny v celém ekosystému je ovšem pozorovatelný až po delším časovém období (Belnap et al. 2005). Toto může být jeden z příkladů, jak PSF ovlivňuje celé společenstvo, resp. ekosystém. Studovat lze ovšem i efekt jednotlivých rostlin na půdu, který se projevuje různě v závislosti na čase. Autoři Waring et al. (2015) ve své meta-analýze porovnávali heterogenitu půdy u jednotlivých rostlin z hlediska abiotické složky půdy. Vliv rostlin byl silnější u obsahu základních živin (N, P, K, Mg, Ca) než u fyzikálně-chemických vlastností (pH, hustota,

vlhkost atd.). Autoři se soustředí pouze na efekt rostlin na půdu, čímž se odlišují od PSF, jenž je obousměrný. Nicméně efekt jednotlivých rostlin se v konečném důsledku také projevuje v PSF, přičemž ve studiu PSF je kladen poměrně silný důraz na biotickou složku, kterou Wahrung et al. (2015) nestudovali. Studium efektu jednotlivých rostlin je přesto důležité, protože rhizosféra a blízké okolí rostlin se skutečně liší od okolní půdy. Probíhají zde odlišné procesy pod vlivem kořenových exudátů, výměny živin, kořenové bioty a dalších faktorů (Hinsinger et al. 2009 a Jackson a Caldwell 1993).

V mé práci je studován vliv jednotlivých rostlin na půdu, nikoliv celý PSF. U abiotické složky půdy jsou studovány v této práci pouze některé z chemických vlastností – hodnota pH a obsah živin v půdě (C, N, P, K, Ca a Mg). Invazní rostliny se liší od nativních ve využívání živin za určitých podmínek, proto jsou tyto vlastnosti vybrány. Z živin byly vybrány pouze základní, které potřebují rostliny k životu ve větším množství (např. Chapin 1980 a White a Brown 2010). Obsah živin v půdě je dobře laboratorně analyzovatelný a poměrně rychle se mění v závislosti na rostlinném porostu, proto byla vybrána tato vlastnost. Dostupnost živin se mění v závislosti na pH a hospodaření rostlin s ionty ovlivňuje pH půdy, proto byly tyto vlastnosti studovány dohromady (Aerts a Chapin 1999, Breemen et al. 1983, Hinsinger 2001).

Obsah živin a hodnota pH jsou taktéž ovlivňovány půdní biotou a naopak biotě se lépe daří za určitých podmínek. Bakteriální biotě se daří lépe spíše při neutrálním a vyšším pH, zatímco houby nejsou na hodnotě pH tolik závislé (Rousk et al. 2010). Na působení půdní bioty a abiotických faktorů je proto důležité myslet v součinnosti. Kupříkladu mykorhizní houby pomáhají při příjmu fosforu a dusíku, což jsou prvky, jimiž je růst rostlin limitován nejvíce (např. Chapin et al. 1994 a Read 1991). V našem podnebném pásu nastává většinou limitace dusíkem (Aerts a Chapin 1999 a Marschner a Dell 1994). Invazní rostliny mohou využívat místní biotu, zvláště pokud nejsou rostliny nijak specializované, a zároveň unikly z působení bioty původní. Mykorhizní houby jsou součástí mutualistické bioty, kterou mohou rostliny využívat v novém prostředí. U biotických vlastností je proto v této práci studován vliv rostlin na šíření arbuskulárně mykorhizních hub (AMF) v půdě. Zkoumána je rychlost kolonizace AMF a množství jejich propagulí (arbuskulů a vezikul). Taktéž je zkoumána kolonizace kořenů pokusných rostlin mykorhizními houbami pro porovnání, jak moc jsou kolonizovány invazní a nativní rostliny a zda je zde nějaká spojitost se šířením AMF v půdě a využívání živin či změnou pH.

## 2. Cíle práce

Mým hlavním cílem je porovnat skupiny druhů invazních a nativních rostlin stejného rodu v působení na půdní vlastnosti substrátu, v kterém jsou tyto rostliny pěstované. K porovnání jsou vybrané některé z abiotických vlastností půdy (pH a obsah hlavních živin) a také biotických vlastností (množství propagulí arbuskulárně mykorhizních hub a rychlost jejich šíření v substrátu). Vlastnosti substrátu ovlivněného rostlinami jsou porovnávány vždy s kontrolním substrátem, v kterém rostliny pěstovány nebyly.

Hlavní otázky:

- 1) Ovlivňují vybrané druhy rostlin hodnocené půdní vlastnosti?
- 2) Jak ovlivňují rostliny hodnocené půdní vlastnosti?
- 3) Liší se vliv invazních a nativních druhů rostlin u hodnocených vlastností?

### 3. Metodika

#### 3.1. Studované druhy rostlin

Pro studium vlivu rostlin na půdní vlastnosti byly vybrány čtyři dvojice rostlin, ve kterých je vždy jeden druh nativní a druhý je na našem území invazní (dle Pyšek et al. (2012a)). Vybrány byly tyto dvojice druhů rostlin, uvedené pořadí invazní – nativní: *Bidens frondosa* – *B. tripartita*, *Erigeron annuus* – *E. acris*, *Sisymbrium loeseli* – *S. officinale* a *Rumex alpinus* – *R. acetosa* (obr. 1 - 4). Rostliny byly vybrány jak mykorhizní (rody *Erigeron* a *Bidens*), tak nemykorhizní (rod *Sisymbrium*), případně také mohou mít obě tyto vlastnosti (rod *Rumex*) (Wang a Qiu 2006). Rostliny byly takto vybrány proto, že nemykorhizní rostliny mohou potlačovat růst symbiotických hub (Oduor et al. 2015). Dá se proto očekávat, že v substrátu, v němž jsou pěstované mykorhizní rostliny, by mělo být množství propagulí AMF a rychlost jejich šíření vyšší ve srovnání se substrátem, v kterém byly pěstované nemykorhizní rostliny, případně i v substrátu kontrolním bez rostlin. V kontrolním substrátu by mělo být šíření hub rychlejší a počet propagulí vyšší než v substrátu, kde byly pěstovány nemykorhizní rostliny. Zastoupeny jsou pouze byliny, a to jak jednoleté, tak vytrvalé (invazní druhy dle Pyšek et al. (2012a), nativní dle databáze Pladias) (Tabulka 1). Tyto dva zdroje se rozcházejí u druhů *E. annuus* a *S. loeseli*, které Pyšek (2012a) uvádí jako jednoleté rostliny, zatímco v databázi Pladias jsou uváděny jako vytrvalé. V tabulce proto uvádím obě možnosti.



Obr. 1: *Bidens frondosa* (invazní druh, vlevo) a *Bidens tripartita* (nativní druh, vpravo), foto: autorka



Obr. 2: *Erigeron annuus* (invazní druh, vlevo) a *Erigeron acris* (nativní druh, vpravo), foto: autorka



Obr. 3: *Rumex alpinus* (invazní druh, vlevo) a *Rumex acetosa* (nativní druh, vpravo), foto: autorka



Obr. 4: *Sisymbrium loeselii* (invazní druh, vlevo), *Sisymbrium officinale* (nativní druh, vpravo), foto: autorka

Rostliny byly vybírány tak, aby nativní druh měl pokud možno velkou pokryvnost a mohl tak být srovnán s dominantním porostem, který může vytvořit invazní druh. Pokryvnost byla zjištěna z České národní fytocenologické databáze (ČNFD, Ústav botaniky a zoologie Masarykovy univerzity v Brně, Chytrý a Rafajová 2003, Chytrý a Michalcová 2012) (Tabulka 1). Za velkou pokryvnost a tedy za dominantní druh, je v této práci považována maximální pokryvnost daného druhu rostliny vyšší než 25 % (Sádlo et al 2007), tedy aby odpovídala na Braun-Blanquetově stupnici alespoň stupni 3 (Westhoff a Van Der Maarel 1978). Z vybraných druhů rostlin tuto podmínku nesplňuje pouze nativní *E. acris*. *E. acris* má maximální pokryvnost nižší, odpovídající stupni 2 na Braun-Blanquetově škále. Tento druh byl vybrán proto, že dvojic, kde by byl nativní druh dominantní, není mnoho, proto byl vybrán i druh s o něco menší pokryvností.

Semena *R. alpinus* a *S. loeselii* byla nasbírána v terénu během vegetační sezony 2016. Pro každý druh byla sesbírána zralá semena z minimálně deseti mateřských rostlin. Semena *B. tripartita* a *B. frondosa* pocházela z rostlin pěstovaných v rámci pokusu A. Aldorfové v roce 2017 v pokusné zahradě Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích, a semena *E. annuus*, *E. acris*, *R. acetosa* a *S. officinale* byla zakoupena od komerčního dodavatele (firma Planta naturalis, Markvartice).

Tabulka 1: Vlastnosti pokusných rostlin, životní strategie dle Pyšek et al. (2012a) a Pladias.cz, původ dle Pyšek et al. (2012), max. pokryvnost dle České národní fytocenologické databáze, arbuskulární mykorhiza dle Wang a Qiu (2006)

Rostlina	Čeleď	Životní strategie	Původ	Maximální pokryvnost (%)	Arbuskulární mykorhiza
<i>Bidens tripartita</i>	Asteraceae	jednoletý	nativní	99	ano
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	jednoletý	invazní	88	ano
<i>Erigeron acris</i>	Asteraceae	jednoletý	nativní	13	ano
<i>Erigeron annuus</i>	Asteraceae	jednoletý/vytrvalý	invazní	63	ano
<i>Rumex acetosa</i>	Polygonaceae	vytrvalý	nativní	38	ano i ne
<i>Rumex alpinus</i>	Polygonaceae	vytrvalý	invazní	90	ano i ne
<i>Sisymbrium officinale</i>	Brassicaceae	jednoletý	nativní	88	ne
<i>Sisymbrium loeselii</i>	Brassicaceae	jednoletý/vytrvalý	invazní	88	ne

### 3.2. Kultivace substrátu a odběry vzorků po kultivaci

V pokusu byl substrát kultivován invazními a nativními rostlinami po dobu 12 týdnů. Zároveň byl po tuto dobu vystaven stejným podmínkám nekultivovaný kontrolní substrát. Před kultivací i po kultivaci byly odebrány vzorky půdy pro analýzy biotických a abiotických vlastností. Po ukončení kultivace byla také uschována rostlinná biomasa.

Semena *B. frondosa* a *B. tripartita* byla dezinfikována roztokem SAVO s destilovanou vodou v poměru 1:10 a stratifikována ve vlhku po dobu jednoho měsíce v lednici na Petriho miskách vyložených filtračním papírem. Semena ostatních druhů byla pouze dezinfikována, nebylo potřeba

je stratifikovat (L. Moravcová, ústní sdělení). Při stratifikaci byly misky se semínky průběžně kontrolovány, aby filtrační papír v miskách nevysychal, a byla odstraňována plesnivá semena. Při větším napadení plísněmi byl použit fungicid Previcur Energy ředěný destilovanou vodou dle doporučeného návodu 25 ml přípravku/5 l vody.

Substrát byl vytvořen smícháním hlíny a písku v poměru 1:1. Hlínu tvořila trávnicková směs (dodavatelem firma Jena), pískem byl říční písek – betonka (dodavatelem firma Agro Jesenice). Tímto substrátem bylo naplněno 1200 květináčů o objemu 1 l (10 × 10 × 10 cm). Tyto květináče byly rozestavěné na zahradě Botanického ústavu v Průhonicích (obr. 5), a tedy vystavené venkovním podmínkám (souřadnice: 49.9918828N, 14.5679736E, nadmořská výška: 329 m. n. m., mírně teplá klimatická oblast, prům. roční teplota okolo 8,5 °C, prům. roční srážky okolo 570 mm). Zároveň bylo odebráno pro zjištění vlastností substrátu před kultivací šest 200ml vzorků substrátu na laboratorní analýzu základních živin (celkový dusík, celkový a výměnný fosfor, výměnný vápník, draslík a hořčík) a pH. Taktéž bylo odebráno šestkrát 550 ml substrátu a čtyřikrát přibližně 110 ml substrátu pro analýzu biotických vlastností substrátu, konkrétně hodnocení přítomnosti arbuskulárně mykorhizních hub (AMF) v substrátu.



Obr. 5: Květináče po osítí - celkový pohled (vlevo), kultivovaný substrát (uprostřed) a kontrolní substrát (vpravo), foto: autorka



Do poloviny připravených květináčů se substrátem byla zaseta semínka. Každý druh byl vyset do 75 květináčů, přičemž semínka byla vyseta po pěti do jednoho květináče. Výjimku tvořily oba druhy rodu *Erigeron*, které měly velmi drobná semínka, proto byly vyseté po 0,005 g na jeden květináč.

Dvojice rostlin v květináčích byly ponechány růst po dobu 12 týdnů od počátku klíčení s výjimkou rodu *Sisymbrium*, které bylo kvůli napadení třásněnkami nutno sklídit dříve. Během růstu byly všechny květináče pleté 1 – 2x týdně, aby byl omezen vliv jiných druhů rostlin na substrát. Po třech až čtyřech týdnech od vyklíčení byly rostliny protrhány, aby se omezil vliv vnitrodruhové kompetice. Do květináčů, kde nevyklíčila žádná rostlina, byly přesazeny rostliny z jiných květináčů, aby byl substrát kultivován všude (dále pouze kultivovaný substrát). Rostliny, které dosahovaly už ve třech týdnech většího vzrůstu, byly protrhány s ponecháním pouze jedné rostliny. V případě, že rostliny byly při protrhávání velmi malé či ve špatném stavu, byly ponechány dvě rostliny a po šesti až osmi týdnech od začátku klíčení byla odstraněna i druhá rostlina. Všechny protrhané rostliny byly uschovány a usušeny a jejich nadzemní biomasa byla použita v analýzách vlivu rostlin na substrát.

Na začátku šestého týdne byly oba druhy rodu *Rumex* postříkány přípravkem proti mšicím (Mospilan). Napadený byl pouze *Rumex alpinus*, ale pro zachování stejných podmínek růstu byly ošetřeny oba druhy stejně. U obou druhů rodu *Sisymbrium* se vyskytlo napadení kořenů patogenními houbami a napadení listů třásněnkami. Vzhledem k cílům pokusu nemohl být použit fungicid, pouze postřík na třásněnky (opět Mospilan), a to u obou druhů ve dvojici. *Sisymbrium* bylo proto sklizeno už po 10 týdnech od vyklíčení. Příslušné množství květináčů nekultivovaného kontrolního substrátu (dále pouze kontrolní substrát) odpovídající kontrole k rodu *Sisymbrium* bylo taktéž odebráno z pokusu dříve.

Po 12, resp. po 10 týdnech byly rostliny sklizeny. Květináče od každého druhu rostlin byly při sklizni náhodně rozděleny do 10 skupin. Pět skupin obsahovalo osm rostlin a dalších pět skupin pouze sedm rostlin. V každé skupině se vyskytovaly rostliny od malých po velké, nicméně většina rostlin se velikostí výrazně nelišila. Kontrolní substrát byl taktéž rozdělen na 10 skupin. Kontrolní substrát příslušející k rodu *Sisymbrium* byl zpracován zvlášť na 10 skupin, v každé skupině bylo 15 květináčů se substrátem. Zbylý kontrolní substrát pro ostatní rostliny byl zpracován dohromady, tedy v každé skupině z 10 bylo 45 květináčů se substrátem. V každé skupině kultivované i kontrolní byl substrát po rozdělení do skupin promíchán. Rozdělení do 10 skupin bylo zvoleno z důvodu navazujícího pokusu, jež je podkladem k jiné diplomové práci, a v kterém byl dále použit kultivovaný a kontrolní substrát.

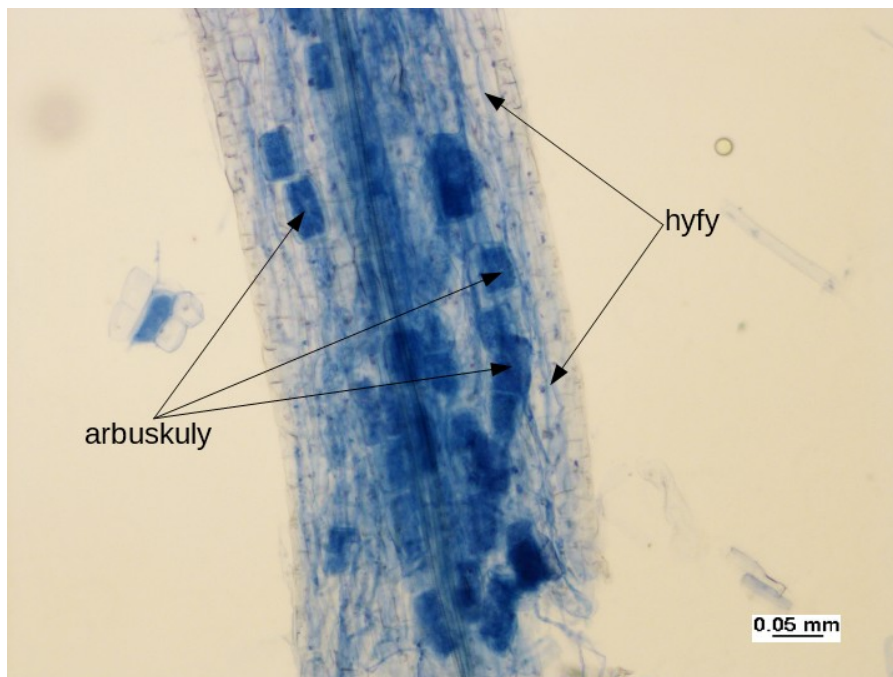
Rostliny byly vyndány z květináčů, odstraněn substrát z kořenů a kořeny byly posléze omyty. Ze všech rostlin v každé skupině byly odebrány drobné kořínky a každá tato skupina byla považována za jeden vzorek. Kořínky byly naloženy do 10% roztoku KOH. U kořenů byla později hodnocena přítomnost hyf a propagulí. Tím byl především ověřen mykorhizní status rostlin nalezený v literatuře, a dále zjištěna procentuální kolonizace kořenů AMF. Nadzemní část rostlin byla uložena do papírových sáčků a usušena volně na vzduchu. Hmotnost nadzemní biomasy byla použita při hodnocení vlivu rostlin na půdu. Dále bylo z každé z deseti skupin odebráno 550 ml substrátu na přípravu pro hodnocení biotické složky substrátu a 200 ml substrátu pro laboratorní analýzu pH a živin. Ze zbylých čtyř skupin bylo odebráno 110 ml substrátu jako záložní pro hodnocení biotické složky.

### 3.3 Hodnocení kolonizace kořenů rostlin mykorhizními houbami

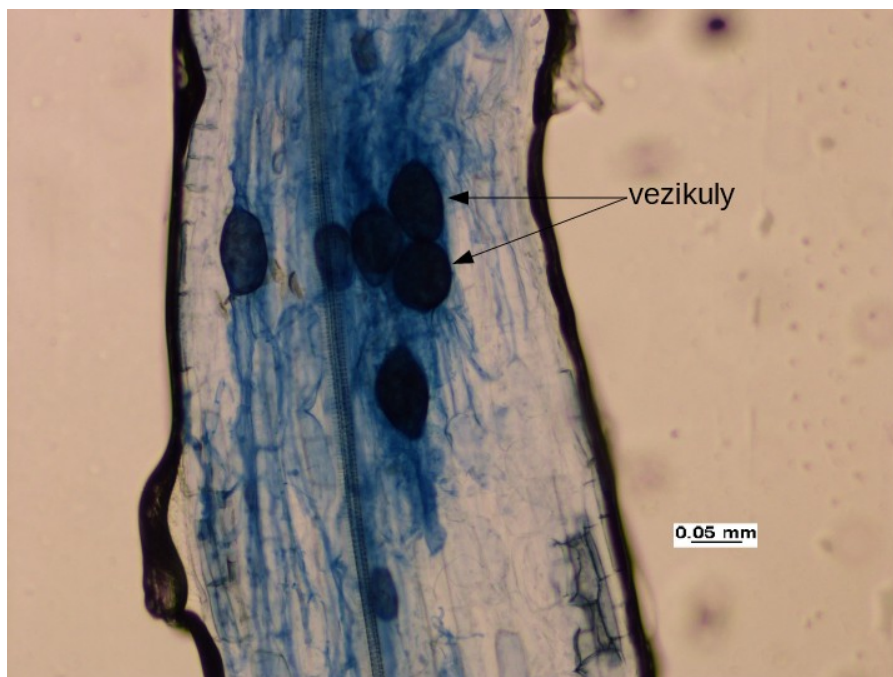
Kořínky pokusných rostlin byly ponechány v 10% roztoku KOH nejméně tři měsíce, aby se rozpustil buněčný obsah a buňky se odbarvily. V případě, že kořínky nebyly dostatečně prosvětlené, byly zahřáty 10 minut na teplotu 90 °C. Po odbarvení byly kořínky propláchnuty vodou a naloženy přes noc do roztoku 2% kyseliny mléčné. Druhý den byly kořínky naloženy opět přes noc do 0,05% roztoku trypanové modři v laktoglycerolu pro obarvení. Třetí den byly kořínky opláchnuty a naloženy do laktoglycerolu, připraveného z glycerolu, 80% kyseliny mléčné a destilované vody v hmotnostním poměru 1,5 : 1 : 2,5.

U kořínků pokusných invazních a nativních rostlin byla hodnocena kolonizace AMF. Toto hodnocení mělo za první ověřit, zda jsou údaje z literatury o mykorhizním statusu rostlin správné, a za druhé zjistit, jak silně jsou kořeny kolonizované. Pro účely vyhodnocení kolonizace byly vytvořeny dočasné preparáty. Na jednom podložním skle bylo srovnáno 30 kořínků, případně méně, pokud jich nebyl dostatek. Krycí sklíčko bylo po okraji zalakováno, aby preparáty vysychaly pomaleji. Zároveň byly preparáty uchovávány v chladu.

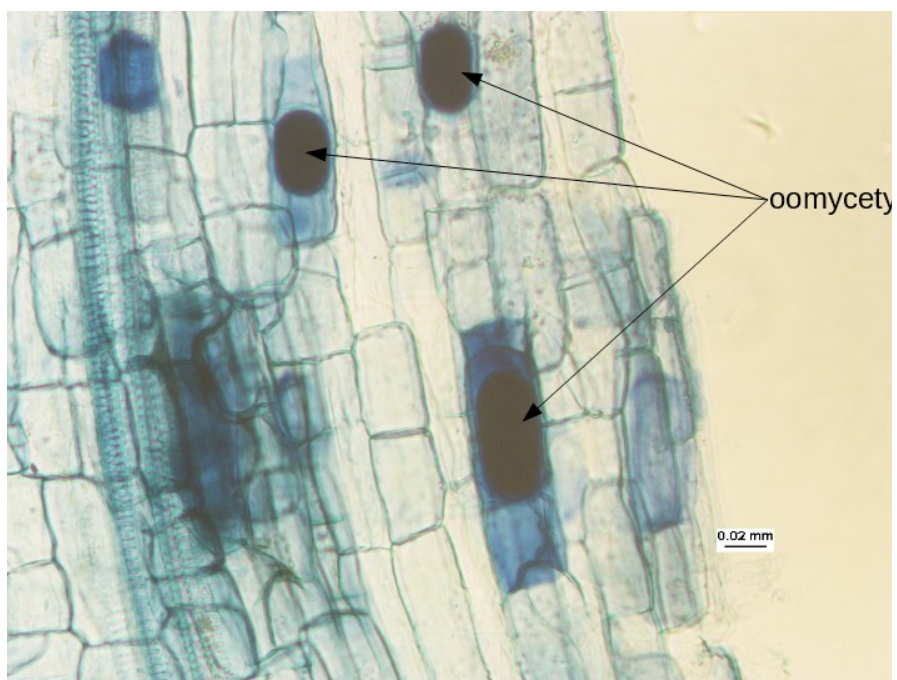
Hodnocení bylo prováděno u vzorků ze všech deseti skupin. U vzorků bylo vyhodnoceno 100 zorných polí v mikroskopu (modifikováno dle McGonigle et al. 1990), případně méně, pokud nebyl k dispozici dostatečný počet kořenů nebo se nedaly hodnotit kvůli poškození. U každého vzorku byla zaznamenána v každém poli přítomnost či nepřítomnost hyf, arbuskulů (obr. 6), vezikul (obr. 7), oomycet (obr. 8) a jiných struktur (jiné houby či houbové i nehoubové organismy bez přesnějšího určení, obr. 9 a 10). Poté bylo vypočítáno procentuální zastoupení uvedených struktur v každém vzorku.



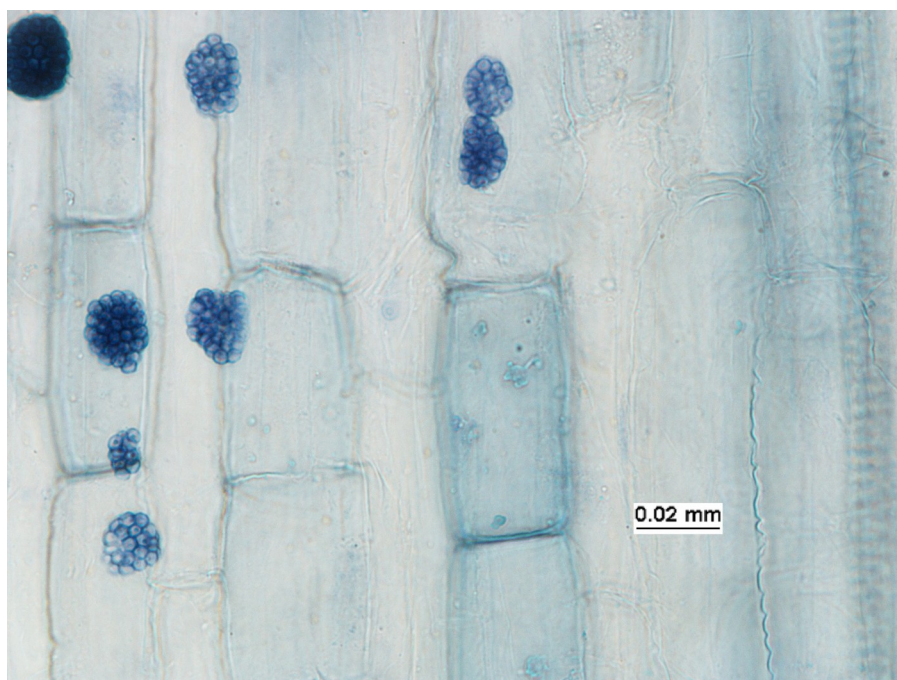
Obr. 6: Hyfy a arbuskuly v kořenu *Erigeron acris*, zvětšení objektivu mikroskopu 10×, foto: autorka



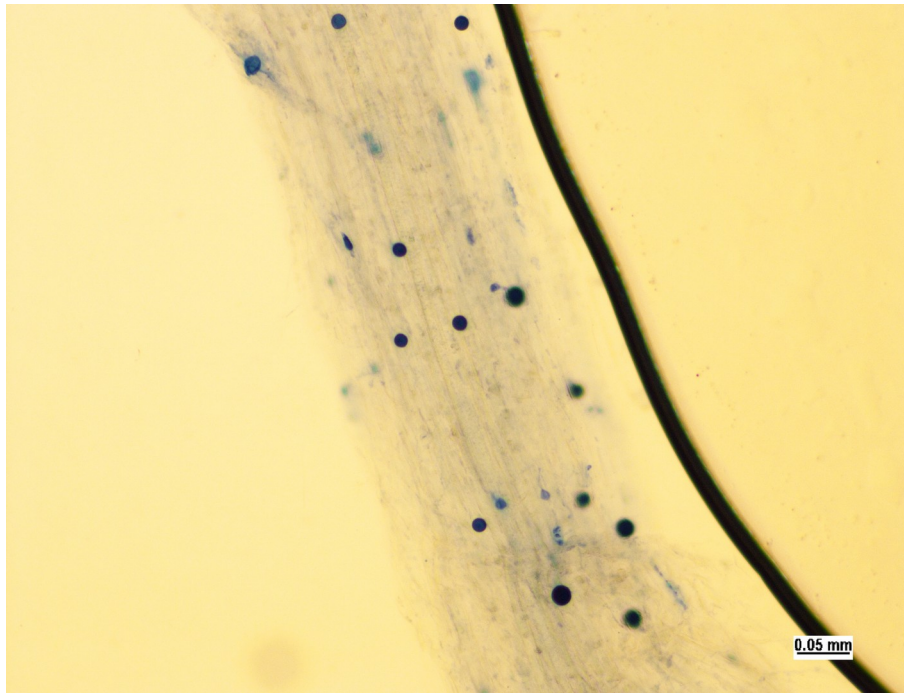
Obr. 7: Vezikuly v kořenu *Bidens frondosa*, zvětšení objektivu mikroskopu 10×, foto: autorka



Obr. 8: Oomycety v kořenu *Bidens frondosa*, zvětšení objektivu mikroskopu 20×, foto: autorka



Obr. 9: Neurčené struktury v kořeni *Bidens frondosa*, zvětšení objektivu mikroskopu 40×, foto: autorka



Obr. 10: Neurčené struktury v kořeni *Rumex acetosa*, zvětšení objektivu mikroskopu 10×, foto: autorka

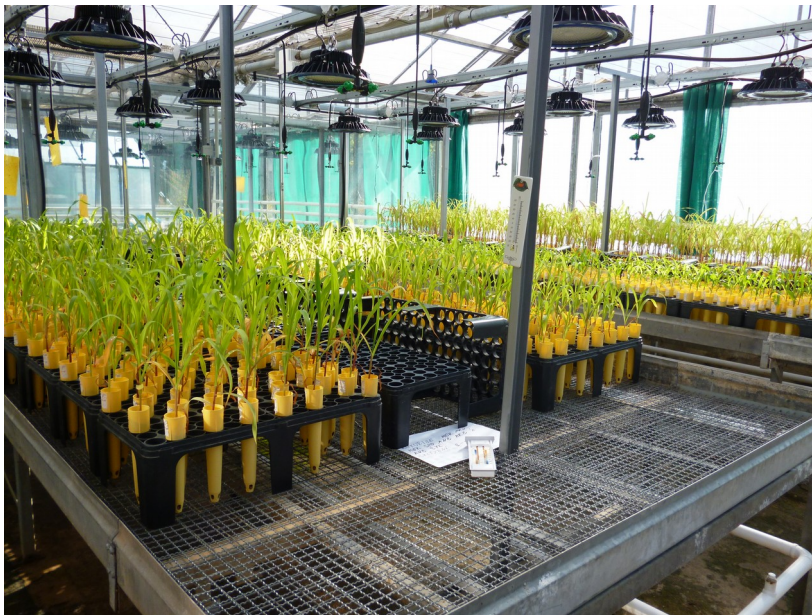
### 3.4 Biotické vlastnosti substrátu

Z biotických vlastností bylo vybráno a hodnoceno množství propagulí AMF v substrátu (metoda Most Probable Number, MPN, Adelman a Morton 1986, Wilson a Trinick 1983) a rychlost šíření propagulí (metoda Mean Infection Percentage, MIP, Giovannetti a Mosse 1980, Moorman a Reeves 1979). Hodnocení bylo provedeno na základě kolonizace kořenů kukuřice (*Zea mays*) houbami. Kukuřice je standardně používána při stanovení množství propagulí a jejich rychlosti šíření v substrátu z důvodu silné kolonizace kořenů mykorrhizními houbami (Moorman a Reeves 1979).

Kukuřice (kukuřice cukrová (*Zea mays* convar. *saccharata*), odrůda Ashworth, firma ReinSaat KG, St. Leonhard am Hornerwald, Rakousko) byla pěstována v různě upraveném substrátu odebraném před kultivací i po kultivaci včetně kontrolního substrátu. Kukuřice v substrátu odebraném před kultivací byla pěstována souběžně s probíhající kultivací substrátu. V kultivovaném a kontrolním substrátu byla pěstována až po konci kultivace. Šest větších vzorků (každý 550 ml) odebraných ze substrátu před kultivací bylo upraveno v poměru 1:0, 1:10, 1:100, 1:1 000 a 1:10 000 odebraného substrátu a sterilního substrátu sterilovaného v autoklávu. Každé z těchto ředění mělo pět opakování. Dále byla přidána ředění 1:0 a 1:10 ze zbylých čtyř menších vzorků (každý 110 ml).

Tato ředění byla provedena bez opakování a byla záložní pro analýzy, pokud by kukuřice v ředění 1:0 a 1:10 z prvních šesti vzorků nevyrostla.

Stejným způsobem byly upraveny vzorky kultivovaného substrátu po rozdělení květináčů do deseti skupin a promíchání substrátu v jednotlivých skupinách. Zde odpovídalo šest větších vzorků prvním šesti skupinám a čtyři menší vzorky zbývajícím čtyřem skupinám. Kontrolní substrát byl odebrán zvláště pro rod *Sisymbrium* a zvláště pro všechny zbylé druhy rostlin a od každého bylo opět upraveno šest větších a čtyři menší vzorky. Pro všechna ředění byly použité květináče trubkovitého tvaru o objemu 100 ml. Do takto připraveného substrátu byla zasazena sterilně naklíčená kukuřice a ponechána růst šest týdnů (obr. 11). Pěstování veškeré kukuřice probíhalo ve skleníku. Z kukuřice byly později při sklizni odebrány drobné kořínky ze střední části kořenů a naloženy do 10% roztoku KOH. Barvení kořínků kukuřice bylo prováděno stejným způsobem jako barvení kořenů pokusných invazních a nativních rostlin.



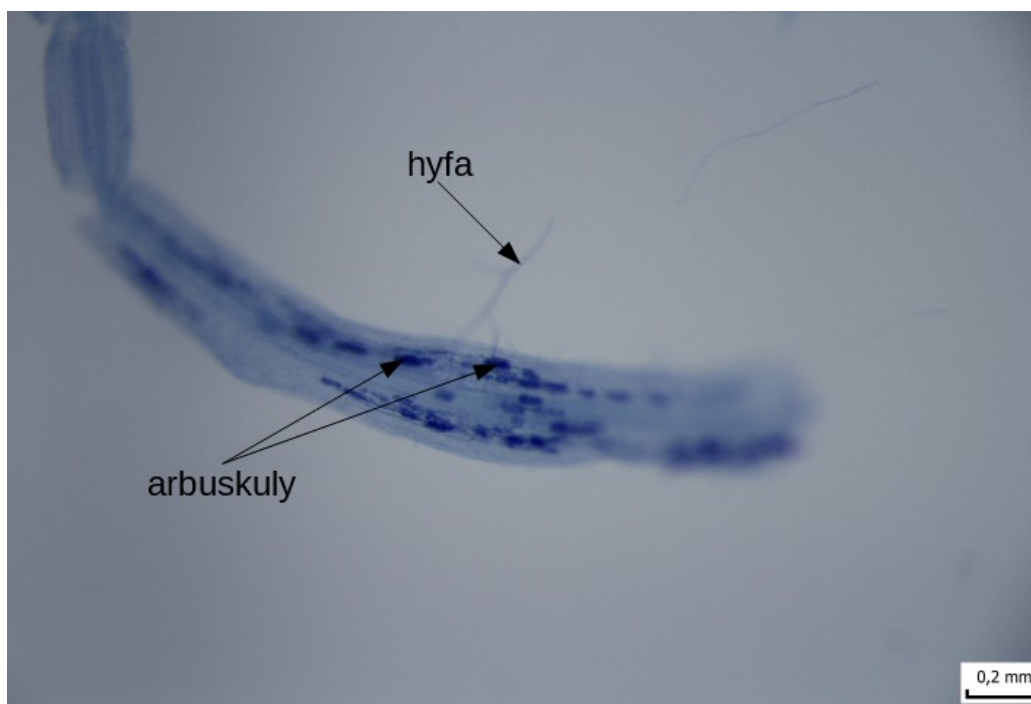
*Obr. 11: Pěstování kukuřice pro zjištění biotických vlastností substrátu, foto: autorka*

### 3.4.1 Metoda Most Probable Number (MPN)

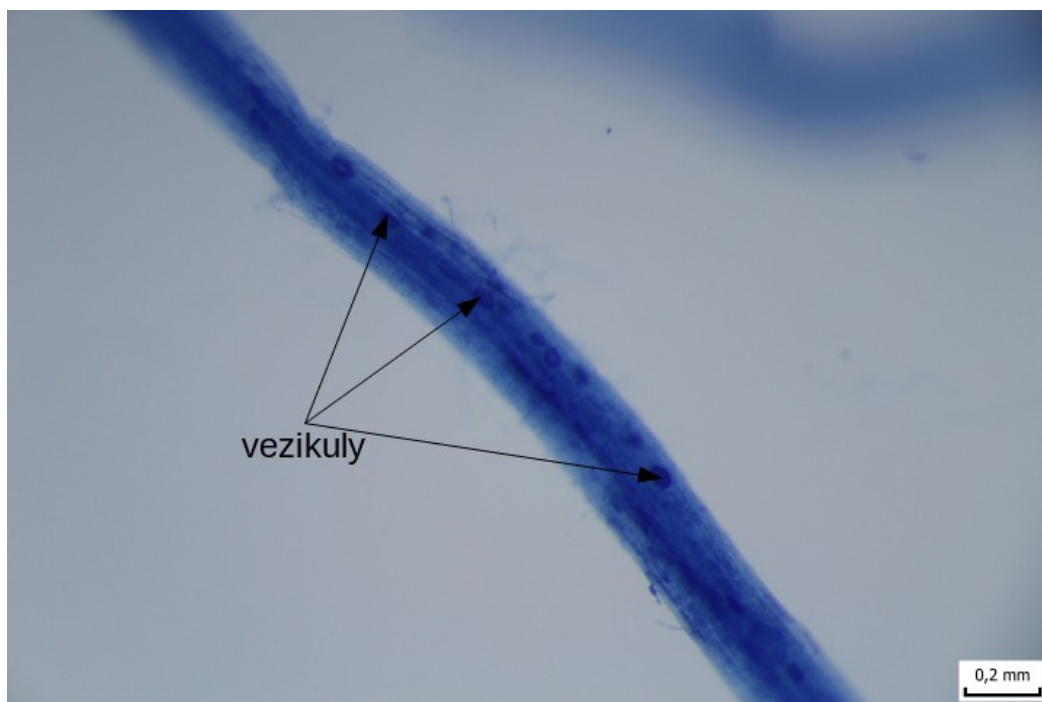
Kořínky kukuřice byly pozorovány pomocí binokulární lupy volně v Petriho misce a byla zaznamenávána přítomnost či nepřítomnost propagulí AMF ve vzorku (arbuskulů či vezikul, obr. 12 a 13). Při této metodě se používají k výpočtu hodnoty zjištěné ze tří či více ředění, kde byly

AMF ještě zaznamenané. Na vyhodnocení metodou MPN bylo vybráno ředění substrátu 1:10, 1:100, 1:1 000 a 1:10 000. Vzhledem k tomu, že u ředění 1:10 byly propagule přítomné téměř vždy ve všech variantách substrátu, nebylo potřeba použít ředění 1:0, neboť tam by byly propagule pravděpodobně přítomné ve všech opakováních. Pro výpočet MPN by takové ředění bylo zbytečné použít, neboť je důležité, aby v použitých ředěních byla přítomnost propagulí odlišná, nikoliv aby byly všude přítomné či všude nepřítomné, pokud se nejedná o první či poslední použité ředění, kde takovýto stav nevadí.

Pro výpočet MPN/ml byl použit program MPN Calculator, Build 23. Do tohoto programu se zadává typ ředění, počet opakování s přítomnými propagulemi v ředění a celkový počet opakování v ředění. Tímto způsobem bylo získáno šest hodnot pro každý druh substrátu, které odpovídají šesti vzorkům neboli skupinám z deseti skupin, na které byl rozdělen kultivovaný i kontrolní substrát.



Obr. 12: Hyfy a arbuskuly v kořenu kukuřice, pozorováno binomickou lupou, zvětšení objektivu 1,2, foto: autorka



*Obr. 13: Vezikuly v kořenu kukuřice, pozorováno binomickou lupou, zvětšení objektivu 1,2, foto: autorka*

### 3.4.2 Metoda Mean Infection Percentage (MIP)

U této metody je hodnoceno, kolik procent kořenů je kolonizováno AMF. Přesněji se ovšem zjišťuje jen počet propagulí, neboť přítomnost samotných hyf bez propagulí není přesvědčivým důkazem kolonizace AMF. Pro vyhodnocení MIP byly použity kořeny kukuřice pěstované v substrátu v ředění 1:10, které byly použité i na výpočet MPN. Kořeny byly pozorovány opět volně v Petriho misce, miska měla ovšem na dně zvenčí vyrytou mřížku o velikosti čtverců  $1 \times 1$  cm.

U každého vzorku bylo pozorováno pod binokulární lupou 200 průsečíků kořínků s mřížkou. V několika málo případech bylo kořínků málo a počet pozorovaných průsečíků byl menší. Zaznamenávány byly počty průsečíků z celkového počtu pozorovaných průsečíků, kde byly přítomné propagule AMF. Každých pět opakování v rámci skupiny se aritmeticky zprůměrovalo, přičemž opakování s menším celkovým počtem průsečíků měla odpovídajícím způsobem menší váhu. Tímto způsobem bylo dosaženo opět šesti hodnot dle skupin pro každý druh substrátu.



### 3.5 Abiotické vlastnosti substrátu

Substrát odebraný před kultivací, kultivovaný i kontrolní substrát byl nejdříve přeset přes síto s oky o velikosti 2 mm, aby byly odstraněny větší částice. Tím byl připraven vzorek jemnozem I. Malá část substrátu, přibližně 5 ml, na rozbor obsahu dusíku a uhlíku byla namleta v mlýnku nadrobno na částice do velikosti 0,1 mm – vzorek jemnozem II. Anorganický rozbor byl proveden v analytické laboratoři Botanického ústavu AV ČR, v.v.i. v Průhonicích standardním postupem.

#### **Aktuální a výměnné pH substrátu**

V rotační třepače bylo 30 min extrahováno 5 ml jemnozeme I s 25 ml vyluhovacího roztoku (pro aktuální pH - převařená deionizovaná voda, pro výměnné pH - 0,1M roztok KCl). Po ustálení bylo měřeno PH suspenze při stálém míchání kombinovanou pH elektrodou s teplotní korekcí na přístroji WTW Multilab 540 s počítačovým výstupem naměřených dat.

#### **Vlhkost vzorku substrátu (sušina)**

Vzorek jemnozeme I o objemu 5-10g (+-0,001g) vysušené při laboratorní teplotě byl sušen nejméně 6 hod o teplotě 105 °C. Poté byla váženka se vzorkem uzavřena a přemístěna k vychladnutí do exikátoru nejméně na 30 min. Po vychladnutí byl vzorek zvážen s přesností 0,001 g.

#### **Dusík a uhlík**

Vzorek jemnozeme II s velikostí částic do 0,1 mm byl vysušen při teplotě 60 °C. Poté bylo naváženo 10 – 30 mg vzorku a automatickým dávkovačem bylo aplikováno do spalovací trubice analyzátoru Carlo Erba NC 2500. Zde byl vzorek spálen v proudu čistého kyslíku při teplotě 1000 °C v přítomnosti oxidu chromitého (katalyzátor). Vzniklé oxidy uhlíku a dusíku byly po průchodu spalovací trubicí vedeny redukční trubicí (800°C, náplň Cu) do sušící kolony, a poté přes separační kolonu do vodivostního detektoru, kde byl stanoven obsah uhlíku a dusíku. Jako nosný plyn bylo pro oxidy použito helium. Pro vyhodnocení signálu byl použit software Clarity Lite (firma DataApex).

### **Výměnný fosfor**

Půdní vzorek jemnozeme I byl extrahován 1M roztokem hydrogenuhličitanu sodného upraveného na pH 8,5 (v poměru 5 g vzorku na 50 ml činidla) s přidavkem aktivního uhlí (množství dle typu půdy) pro eliminaci zabarvení způsobeného uvolněním huminových kyselin. Poté byl vzorek přefiltrován. Stanovení výměnného fosforu bylo provedeno fotometricky metodou založenou na reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným při použití reakční směsi s kyselinou sírovou, kyselinou askorbovou a vinanem antimonylo-draselným. Absorbance byla měřena UV-vis spektrometrem Unicam UV-400 při vlnové délce 630 nm.

### **Výměnný vápník, hořčík a draslík**

Vzorky jemnozeme I byly extrahovány octanem amonným o pH 8 (5 g vzorku na 125 ml činidla). Po extrakci na rotační třepače byla suspenze zfiltrována přes filtrační papír a čirý roztok analyzován. Obsah výměnného vápníku a hořčíku byl stanoven metodou absorpční atomové spektrometrie v prostředí kyseliny sírové a chloridu lanthanitého pro eliminaci vlivu fosforu, síranů a ostatních kovů v extraktu. Obsah výměnného draslíku byl stanoven metodou AAS spektrometrie z původního extraktu. K analýzám byl použit přístroj AAS Spektrometer ConrAA 700 (firma Analytik Jena), pro draslík a hořčík v režimu plamene  $C_2H_2$ -vzduch, pro vápník v režimu  $C_2H_2-N_2O$ .

### **Celkový fosfor**

Vzorek jemnozeme II byl mineralizován mokrou cestou (při navážce cca 0,5g: 1,16 ml konc.  $HNO_3$  p.a. a 3,5 ml konc.  $HCl$  p.a.) v mikrovlnné mineralizační jednotce Milestone Standard 1200. Po vakuové filtraci a zředění byl mineralizát analyzován na celkový obsah fosforu. Stanovení celkového fosforu se provádělo z roztoku získaného mineralizací fotometricky stejným způsobem jako stanovení výměnného fosforu.

## **3.6 Statistické analýzy**

Pomocí statistických analýz jsem zjišťovala, jak se liší vybrané půdní vlastnosti mezi různými typy substrátů (kontrolní, kultivovaný jednotlivými druhy). Hodnoceny byly tyto vlastnosti substrátů: hodnota aktivního pH, výměnného pH, obsah dusíku [%], uhlíku [%], výměnného vápníku [mg/1000g], výměnného hořčíku [mg/1000g], výměnného draslíku [mg/1000g], výměnného fosforu

[mg/1000g], celkového fosforu [mg/1000g], množství propagulí AMF (MPN) a rychlost šíření propagulí AMF (MIP). Statistické výpočty byly provedeny v programu R, verze 3.5.2. (R Development Core Team (2018)), s výjimkou mnohorozměrných analýz, které byly provedeny v programu CANOCO 5 (Ter Braak a Šmilauer 2012).

Pro každý druh kultivovaného a kontrolního substrátu bylo použito šest hodnot podle šesti skupin, na které byl rozdělen substrát po kultivaci. Tyto skupiny byly použity v analýze jako opakování. Nejdříve bylo zjištěno pomocí analýzy variance rozptylů (ANOVA) a Tukeyho testu, zda se signifikantně liší anorganické a organické vlastnosti kontrolního substrátu pro rod *Sisymbrium* a pro ostatní rody a substrátu odebraného před kultivací. Naměřené hodnoty byly u některých vlastností transformovány pro zlepšení normality. Vzhledem k tomu, že se některé vlastnosti kontrolního substrátu pro rod *Sisymbrium* signifikantně lišily od kontrolního substrátu pro ostatní rody, nebylo možné je zprůměrovat a použít tak jen jeden typ kontroly. Substrát odebraný před kultivací se odlišoval od obou kontrolních substrátů ve většině vlastností. Vzhledem k tomu, že substrát před kultivací se výrazně odlišoval, do výpočtů byl použit pouze kontrolní substrát pro porovnání s kultivovaným substrátem.

Z důvodu použití dvou kontrolních substrátů bylo pro lepší porovnání vlivu kultivace substrátu použito poměrů hodnot vlastností kultivovaného a kontrolního substrátu místo samotných získaných hodnot. Tímto způsobem se dají srovnávat druhy rodu *Sisymbrium* s druhy ostatních rodů, neboť je jako kontrola použit vždy příslušný kontrolní substrát. Pro výpočet poměrů byly hodnoty šesti opakování u kontrolních substrátů zprůměrovány. Hodnoty u kultivovaných substrátů od každého druhu pokusné rostliny byly vyděleny příslušnou průměrnou hodnotou kontrolního substrátu, čímž bylo vytvořeno pro každý druh rostliny šest poměrů, jež byly dále použity jako opakování.

Nadzemní biomasa protrhaných rostlin byla přiřazena k deseti skupinám, na něž byly květináče rozdělené po kultivaci a přičtena ke hmotnosti koncové biomasy po kultivaci, čímž bylo dosaženo hodnoty celkové biomasy. Opět byla použita ANOVA a Tukeyho test pro ověření, zda se hmotnost biomasy mezi druhy rostlin signifikantně liší a zda je nutné zahrnout ji jako proměnnou do modelu. Hmotnost biomasy se skutečně signifikantně odlišovala uvnitř dvou rodů a mezi různými druhy různých rodů navzájem, proto bylo nutné hmotnost biomasy do modelu zahrnout. V analýzách bylo použito opět jen příslušných šest skupin. Použitím hmotnosti biomasy v analýzách byl odstraněn vliv velikosti rostliny na kultivaci, kdy je předpoklad, že větší rostlina by mohla kultivovat půdu výrazněji než menší. Použita byla pouze nadzemní biomasa, neboť získat celou podzemní biomasu by bylo obtížné, nastala by pravděpodobně ztráta části drobných kořínků při odstraňování substrátu.

Nadzemní biomasa koreluje s podzemní biomasou, takže bylo možné použít pouze ji (Enquist a Niklas 2002).

Pro vyhodnocení vlivu rostlin na půdní vlastnosti byla provedena redundanční analýza (RDA) o 499 permutacích v programu CANOCO 5. Jako vysvětlující proměnné byly použity rod a invazní status, biomasa sloužila jako kovariáta. Vysvětlovanými proměnnými byly poměry hodnot vlastností substrátu. Vysvětlované proměnné byly centrovány a standardizovány přes druhy/snímky. Hodnocen byl vliv interakce rodu a invazního statutu na vlastnosti substrátu. Vzhledem k tomu, že tato interakce neměla signifikantní vliv na substrát, byl vyhodnocen dále odděleně vliv rodu a invazního statutu. Toto bylo provedeno zadáním nezkoumané vysvětlující proměnné jako kovariáty spolu s hodnotami biomasy.

Pro analýzu vlivu jednotlivých rostlin na vlastnosti substrátu byla použita ANOVA. Do modelu byla použita transformovaná data pro dosažení normality dat. V modelu byl opět použit invazní status (invazní, nativní) a rod rostlin jako vysvětlující proměnná a biomasa jako kovariáta. Vysvětlovanou proměnnou byly znovu poměry vlastností v kultivovaném a kontrolním substrátu. Stejně jako u mnohorozměrné analýzy byl i zde hledán signifikantní rozdíl u interakce invazního statutu a rodu, čímž je určen rozdíl mezi druhy rostlin. Zde bylo hledáno, zda se liší druhy v rámci dvojice rostlin stejného rodu ve vlivu na vlastnosti substrátu a tedy zda invazní druh se liší od nativního. Dále bylo hodnoceno, zda se signifikantně liší celá skupina invazních druhů rostlin oproti skupině neinvazních rostlin. Nakonec bylo ještě přihlédnuto k mezirodovým rozdílům.

U poměrů bylo rovněž hodnoceno, zda se liší od hodnoty jedna. K tomuto hodnocení byl použit jednovýběrový t-test. V případě, že poměr se signifikantně lišil a byl větší než jedna, znamená to, že naměřená hodnota (hodnota pH, obsah živin, MPN a MIP) byla vyšší u kultivovaného substrátu. V případě, že byla hodnota poměru nižší než jedna, znamená to, že naměřená hodnota byla vyšší u kontrolního substrátu.

Kolonizace kořenů pokusných rostlin byla vyhodnocena zvlášť. Byly použity kořeny ze všech deseti skupin v rámci druhu, neboť primárním cílem bylo ověřit, zda se údaje o mykorhize shodují s literaturou a tudíž nebylo nutné přiřazovat skupiny k ostatnímu hodnocení dalších půdních vlastností. Druhým cílem bylo zjistit, jak silně jsou kořeny kolonizované a zda se v tomto liší druhy rostlin v rámci jednotlivých rodů.

U kolonizace kořenů byla odděleně hodnocena každá kategorie – hyfy, arbuskuly, vezikuly, oomycety a poslední kategorií byly jiné struktury (bez rozlišení). Vkládané hodnoty měly binomické rozdělení, např. počet polí s přítomností hyf a počet polí s nepřítomností hyf u každé

skupiny. Z důvodu binomického rozdělení dat byl pro kategorii vytvořen jeden zobecněný lineární model, kde vysvětlujícími proměnnými byly rod a invazní status a vysvětlovanou proměnnou hodnoty dané kategorie. Model byl hodnocen pomocí analýzy deviance s chí-kvadrát testovací statistikou. Pokud byl zjištěn signifikantní vliv rodu, byl stejným způsobem s vytvořením subsetů pro každý rod hodnocen rozdíl mezi druhy v jednom rodě. V tomto hodnocení byl použit pouze invazní status jako vysvětlující proměnná.

## 4. Výsledky

Při hodnocení kontrolních substrátů byl zjištěn signifikantní rozdíl mezi kontrolním substrátem pro *Sisymbrium* a pro ostatní rody v obsahu výměnného draslíku ( $F_{2,15} = \dots$ ,  $p < 0,001$ ), kdy kontrola pro *Sisymbrium* má vyšší hodnoty výměnného draslíku než kontrola pro ostatní rody. Substrát před kultivací se signifikantně odlišoval od obou kontrolních substrátů ve většině půdních vlastností. Konkrétně se lišil v hodnotách aktivního i výměnného pH, kde substrát před kultivací nabýval nižších hodnot než obě kontroly. Dále měl nižší obsah výměnného vápníku a hořčíku než obě kontroly. Oproti tomu obsah výměnného draslíku a fosforu byl u substrátu před kultivací vyšší oproti oběma kontrolám. U obsahu celkového fosforu byl nalezen marginálně signifikantní rozdíl ( $F_{2,15} = 3,183$ ,  $p = 0,058$ ) mezi substrátem před kultivací a kontrolním substrátem pro ostatní rostliny, kdy je zde naznačeno, že v substrátu před kultivací by obsah celkového fosforu mohl být menší než v kontrolním substrátu pro ostatní rody rostlin. Ve zbývajících vlastnostech, tedy obsahu uhlíku a dusíku a hodnotách MPN a MIP, se substrát před kultivací signifikantně nelišil od kontrolních substrátů (Tabulka 2).

Tabulka 2: Porovnání vlastností substrátu před kultivací s kontrolními substráty (ANOVA, Tukeyho test), signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny, kontrola Sis – kontrolní substrát pro rod *Sisymbrium*, kontrola ost. - kontrolní substrát pro ostatní rody, před kultivací – substrát před kultivací

	Hodnoty z ANOVA			P- hodnoty Tukeyho testu		
	Df	F - hodnota	P-hodnota	Kontrola Sis – kontrola ost.	Před kultivací – kontrola ost.	Před kultivací – kontrola Sis
Aktivní pH	2, 15	35,66	< <b>0,001</b>	0,179	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
Výměnné pH	2, 15	156,1	< <b>0,001</b>	0,986	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
N	2, 15	1,381	0,282	0,509	0,879	0,268
C	2, 15	0,075	0,928	0,942	0,999	0,938
Výměnný Ca	2, 15	17,23	< <b>0,001</b>	0,937	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
Výměnný Mg	2, 15	14,24	< <b>0,001</b>	0,419	< <b>0,001</b>	<b>0,004</b>
Výměnný K	2, 15	126,2	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
Výměnný P	2, 15	29,67	< <b>0,001</b>	0,725	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
Celkový P	2, 15	3,183	0,070	0,544	0,058	0,346
MPN	2, 15	2,08	0,160	0,168	0,294	0,931
MIP	2, 15	2,379	0,127	0,198	0,990	0,158

Biomasa se signifikantně lišila mezi rody, skupinami invazních a nativních rostlin i druhy (interakce invazního statutu a rodu) (Tabulka 3). Lišila se mezi všemi rody navzájem, s výjimkou porovnání rodů *Erigeron* a *Rumex* (Tabulka 4). Dále uvnitř dvojic druhů v rodech *Bidens* a *Erigeron* a

navzájem zkříženě mezi většinou druhů až na čtyři případy, kde se signifikantně neodlišovala (Tabulka 5). Skupiny nativních rostlin a invazních rostlin mezi sebou se navzájem také signifikantně lišily ( $p < 0,001$ ) v hodnotách hmotnosti biomasy (Tabulka 3).

Tabulka 3: Porovnání hodnot biomasy v závislosti na rodu, invazním statutu a jejich interakce, ANOVA, signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

	Df	F-hodnota	P-hodnota
Rod	3, 40	335,6	< <b>0,001</b>
Invazní status	1, 40	173,9	< <b>0,001</b>
Rod : invazní status	3, 40	105,7	< <b>0,001</b>

Tabulka 4: Rozdíly v hodnotách biomasy mezi rody, p-hodnoty z Tukeyho testu, signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

	<i>Bidens</i>	<i>Erigeron</i>	<i>Rumex</i>	<i>Sisymbrium</i>
<i>Bidens</i>	-	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Erigeron</i>	< <b>0,001</b>	-	0,061	< <b>0,001</b>
<i>Rumex</i>	< <b>0,001</b>	0,061	-	< <b>0,001</b>
<i>Sisymbrium</i>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	-

Tabulka 5: Rozdíly v hodnotách biomasy mezi druhy (rod \* invazní status), p-hodnoty z Tukeyho testu, signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

	<i>Bidens frondosa</i>	<i>Bidens tripartita</i>	<i>Erigeron acris</i>	<i>Erigeron annuus</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Rumex alpinus</i>	<i>Sisymbrium loeselii</i>	<i>Sisymbrium officinale</i>
<i>Bidens frondosa</i>	-	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Bidens tripartita</i>	< <b>0,001</b>	-	< <b>0,001</b>	0,957	<b>0,026</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Erigeron acris</i>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	-	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	1,000	0,994
<i>Erigeron annuus</i>	< <b>0,001</b>	0,957	< <b>0,001</b>	-	0,285	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Rumex acetosa</i>	< <b>0,001</b>	<b>0,026</b>	< <b>0,001</b>	0,285	-	0,111	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Rumex alpinus</i>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	0,111	-	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>
<i>Sisymbrium loeselii</i>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	1,000	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	-	0,986
<i>Sisymbrium officinale</i>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	0,994	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	< <b>0,001</b>	0,986	-

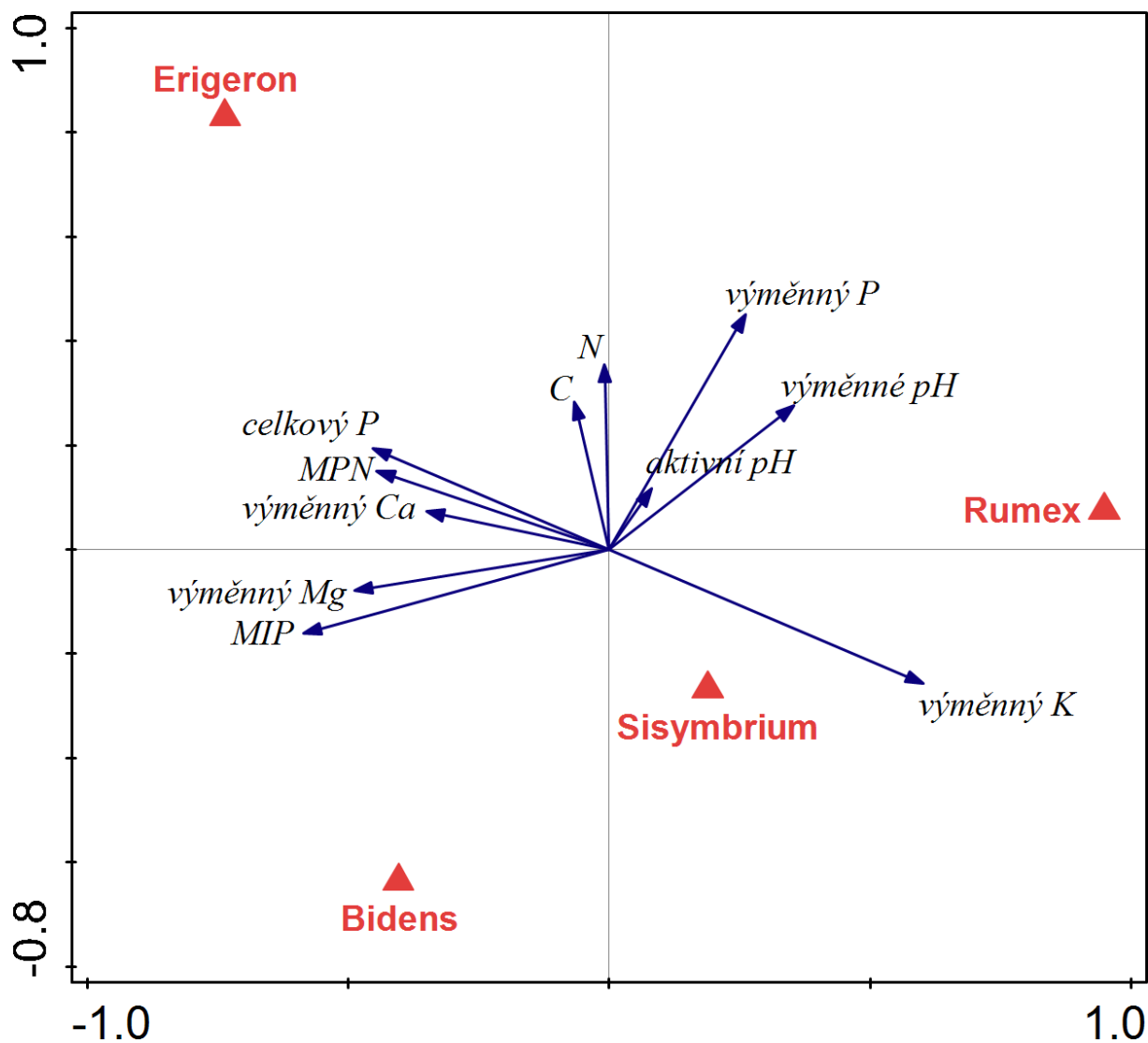
Model v RDA s vysvětlujícími proměnnými rod \* invazní status v interakci s vloženou hmotností biomasy jako kovariátou nebyl signifikantní (pseudo- $F_{3,5} = 1,0$ ,  $p = 0,386$ ). Model s invazním statutem jako vysvětlující proměnnou a rodem a hmotností biomasy jakožto kovariátami nebyl také signifikantní (pseudo- $F_{1,4} = 1,8$ ,  $p = 0,090$ ). Poslední model, kde byl rod vysvětlující proměnnou a invazní status a hmotnost biomasy kovariátami, byl signifikantní (pseudo- $F_{3,2} = 5,3$ ,  $p = 0,002$ , Obr. 14). Na vlastnosti půdy má tedy vliv rod rostlin.

Vysvětlená variabilita modelu první osou je 17,07 %, druhou osou 6,74 % a třetí pouze 3,5 % (Tabulka 6). Rody *Rumex*, *Sisymbrium* a *Bidens* jsou si svými vlastnostmi podobnější mezi sebou oproti rodu *Erigeron*, který má spíše opačné vlastnosti, zvláště oproti rodu *Sisymbrium*. Z grafu na obr. 14 je vidět, že některé poměry vlastností substrátu jsou si podobnější. Vytvořilo se tak několik skupin: 1) výměnný hořčík a hodnoty MIP, 2) celkový fosfor, hodnoty MPN a výměnný vápník, 3) obsah uhlíku a dusíku, 4) výměnný fosfor, aktivní a výměnné pH a 6) výměnný draslík, který nemá podobný průběh s žádnou další vlastností.

Část naměřených vlastností v poměru hodnot u kultivovaného ku kontrolnímu substrátu (celkový fosfor, hodnoty MPN, výměnného vápníku a obsah uhlíku a dusíku) je vyšší u rodu *Erigeron*. Tyto poměry jsou naopak spíše nezávislé na vlivu rodů *Bidens* a *Rumex* a nejnižší u rodu *Sisymbrium*. Poměry hodnot výměnného hořčíku a fosforu, MIP a výměnného i aktivního pH jsou na vlivu rodu *Erigeron* spíše nezávislé a hodnoty poměru u výměnného draslíku jsou u rodu *Erigeron* nejnižší. Oproti tomu hodnoty poměru výměnného draslíku jsou nejvyšší u rodu *Sisymbrium*. Hodnoty výměnného hořčíku a MIP jsou částečně závislé na vlivu rodu *Bidens*, zatímco hodnoty aktivního i výměnného pH a výměnného fosforu jsou částečně závislé na vlivu rodu *Rumex*.

Pro bližší určení vlivu rodu a invazního statutu byla dále použita ANOVA (tabulka 7) a post hoc Tukeyho test. Signifikantní vliv invazního statutu se projevil pouze u hodnot výměnného fosforu ( $F_{1,39} = 12,213$ ,  $p = 0,001$ ) a draslíku ( $F_{1,39} = 9,021$ ,  $p = 0,005$ ).





Obr. 14: Korelace mezi vlastnostmi substrátu v závislosti na rodě rostlin, RDA v programu CANOCO

Tabulka 6: Výsledky RDA pro vysvětlující proměnnou rod (pseudo-F=5,3, P=0,002)

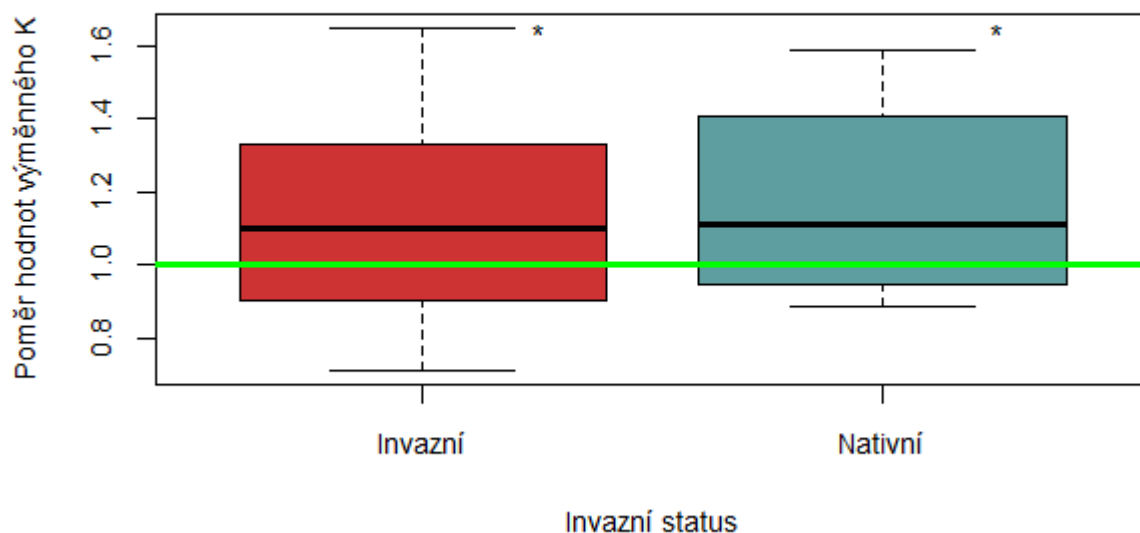
Statistika	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Charakteristická čísla (= Eigenvalues)	0.1527	0.0603	0.0313	0.1917
Vysvětlená variabilita (kumulativní)	17.07	23.81	27.31	48.75
Pseudo-kanonické korelace	0.8815	0.6386	0.5041	0.0000
Vysvětlená variabilita fitovaných hodnot (kumulativní)	62.50	87.19	100.00	

Tabulka 7: Vliv rodu rostlin, invazního statutu a jejich interakce na vlastnosti substrátu, ANOVA, signifikantní vliv ( $p < 0,05$ ) tučně vyznačen, pozn. 1 resid. Df spotřebován na biomasu vloženou jako kovariáta

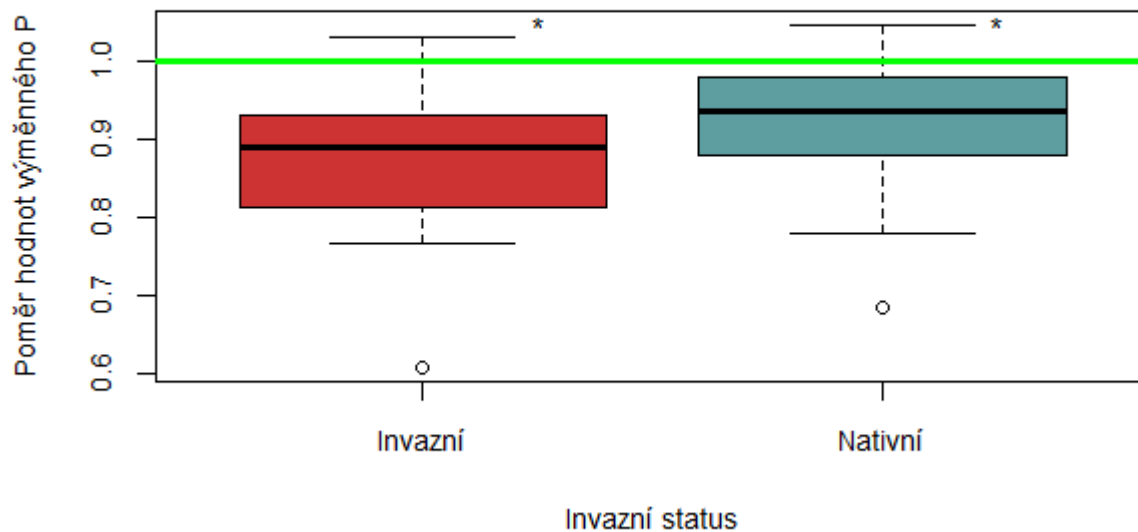
Vlastnost substrátu		Df	F-hodnota	P-hodnota
Aktivní pH	Rod	3, 39	0,279	0,841
	Invazní status	1, 39	0,730	0,398
	Rod : invazní status	3, 39	0,574	0,635
Výměnné pH	Rod	3, 39	3,019	<b>0,041</b>
	Invazní status	1, 39	1,332	0,255
	Rod : invazní status	3, 39	0,018	0,997
N	Rod	3, 39	1,565	0,213
	Invazní status	1, 39	2,463	0,125
	Rod : invazní status	3, 39	2,387	0,084
C	Rod	3, 39	0,971	0,416
	Invazní status	1, 39	2,338	0,134
	Rod : invazní status	3, 39	1,244	0,307
Výměnný Ca	Rod	3, 39	3,685	<b>0,020</b>
	Invazní status	1, 39	0,496	0,485
	Rod : invazní status	3, 39	0,570	0,638
Výměnný Mg	Rod	3, 39	3,527	<b>0,024</b>
	Invazní status	1, 39	0,835	0,366
	Rod : invazní status	3, 39	0,656	0,584
Výměnný K	Rod	3, 39	36,907	<b>&lt;0,001</b>
	Invazní status	1, 39	9,021	<b>0,005</b>
	Rod : invazní status	3, 39	6,936	<b>&lt;0,001</b>
Výměnný P	Rod	3, 39	6,069	<b>0,002</b>
	Invazní status	1, 39	12,213	<b>0,001</b>
	Rod : invazní status	3, 39	1,439	0,246
Celkový P	Rod	3, 39	5,436	<b>0,003</b>
	Invazní status	1, 39	0,077	0,784
	Rod : invazní status	3, 39	0,950	0,426
MPN	Rod	3, 39	32,893	<b>&lt;0,001</b>
	Invazní status	1, 39	0,008	0,927
	Rod : invazní status	3, 39	0,059	0,981
MIP	Rod	3, 39	31,274	<b>&lt;0,001</b>
	Invazní status	1, 39	0,036	0,851
	Rod : invazní status	3, 39	1,172	0,333

Na obr. 15 se od hodnoty 1 signifikantně liší jak invazní, tak nativní skupina rostlin. V obou případech je medián poměru nad hodnotou 1, což značí, že obsah draslíku byl v kultivovaném substrátu vyšší než v kontrolním. Pokud by byl obsah v obou případech stejný, poměr by se nelišil od hodnoty 1. V kultivovaném substrátu se tedy zvýšil obsah výměnného draslíku oproti substrátu kontrolnímu. U skupiny nativních rostlin byl poměr obsahu výměnného draslíku v kultivovaném substrátu vyšší než u skupiny invazních rostlin. V substrátu kultivovaném nativními rostlinami se tudíž zvýšil obsah draslíku rychleji po dobu kultivace než u substrátu kultivovaného invazními rostlinami.

Na obr. 16. se opět liší obě skupiny od hodnoty 1. Obsah výměnného fosforu byl v tomto případě ovšem v obou skupinách rostlin nižší v kultivovaném substrátu oproti kontrolnímu substrátu. Obsah výměnného fosforu se v kultivovaném substrátu během kultivace snížil oproti substrátu kontrolnímu. U skupiny invazních rostlin se obsah výměnného fosforu snížil pomaleji po dobu kultivace než u skupiny rostlin nativních, neboť poměr je u invazní skupiny vyšší než u nativní skupiny.



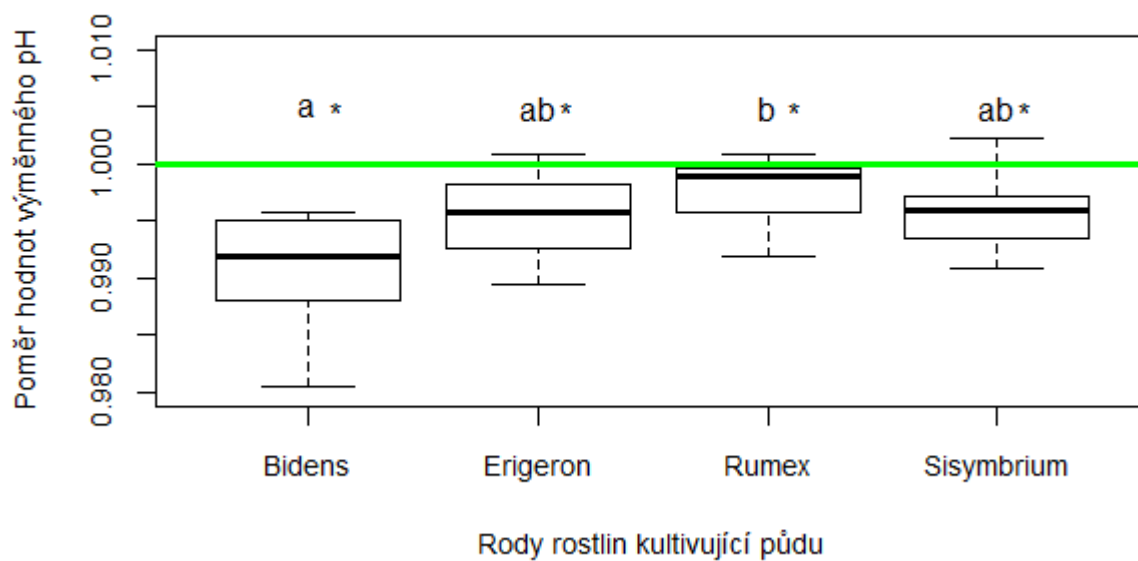
Obr. 15: Poměr hodnot výměnného draslíku u kultivovaného/kontrolního substrátu u skupiny invazních a nativních rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



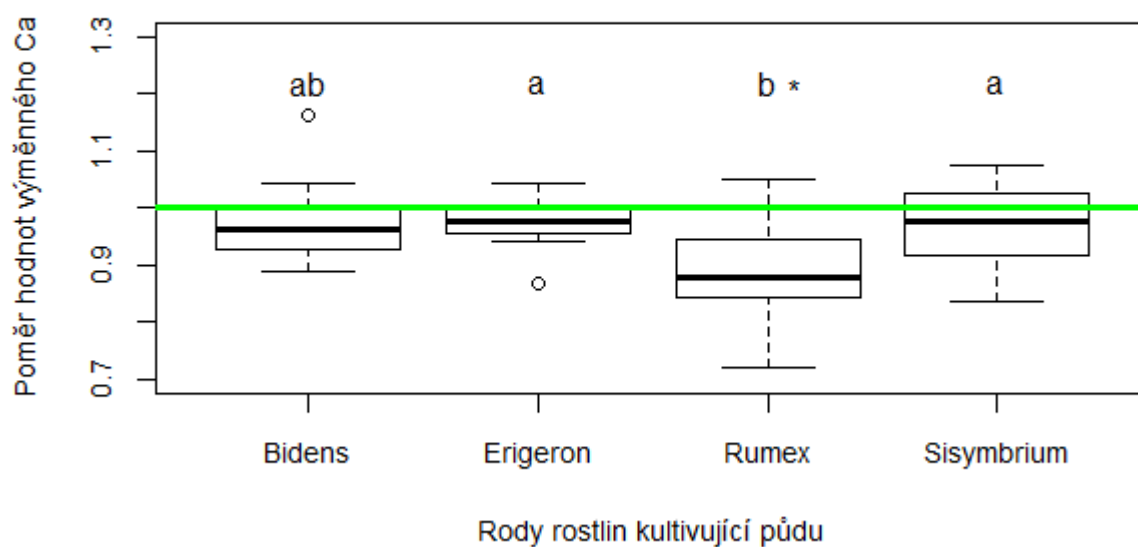
Obr. 16: Poměr hodnot výměnného fosforu v kultivovaném/kontrolním substrátu u skupiny invazních a nativních rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1

U většiny vlastností má signifikantní vliv rod rostlin, a to u výměnného pH ( $F_{3,39} = 3,019$ ,  $p = 0,041$ ), výměnného vápníku ( $F_{3,39} = 3,685$ ,  $p = 0,020$ ), výměnného hořčíku ( $F_{3,39} = 3,527$ ,  $p = 0,024$ ), výměnného draslíku ( $F_{3,39} = 72,248$ ,  $p = <0,001$ ), výměnného fosforu ( $F_{3,39} = 6,069$ ,  $p = 0,002$ ), celkového fosforu ( $F_{3,39} = 5,436$ ,  $p = 0,003$ ), hodnot MPN ( $F_{3,39} = 32,893$ ,  $p = <0,001$ ) a MIP ( $F_{3,39} = 31,274$ ,  $p = <0,001$ )(obr. 17 – 24). U aktivního pH, obsahu dusíku a uhlíku nebyl nalezen signifikantní vliv rodu.

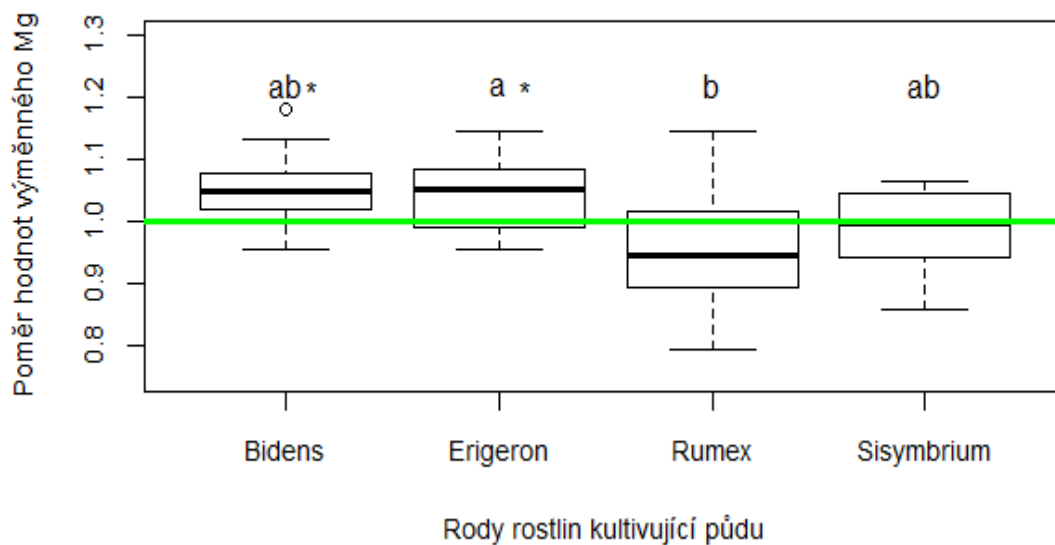
U několika málo vlastností se signifikantně odlišovaly druhy rostlin v rámci jednoho rodu ve vlivu na půdu (obr. 25 - 27). Tedy byla nalezena signifikantní interakce rodu a invazního statutu. Těmito vlastnostmi byl výměnný draslík ( $F_{3,39} = 6,936$ ,  $p = 0,001$ ), kde se v Tukeyho testu ukázal signifikantní rozdíl v případě druhů rodu *Bidens* ( $p = 0,020$ ) a *Rumex* ( $p = 0,001$ ), dále výměnný fosfor, kde interakce nebyla signifikantní, ale v Tukeyho testu se objevil signifikantní rozdíl druhů v rodu *Rumex* ( $p = 0,014$ ) a jako poslední nastala stejná situace u hodnot MIP, kdy interakce nebyla signifikantní, nicméně Tukeyho test ukázal signifikantní rozdíl ve dvojici druhů rodu *Bidens* ( $p = <0,001$ ).



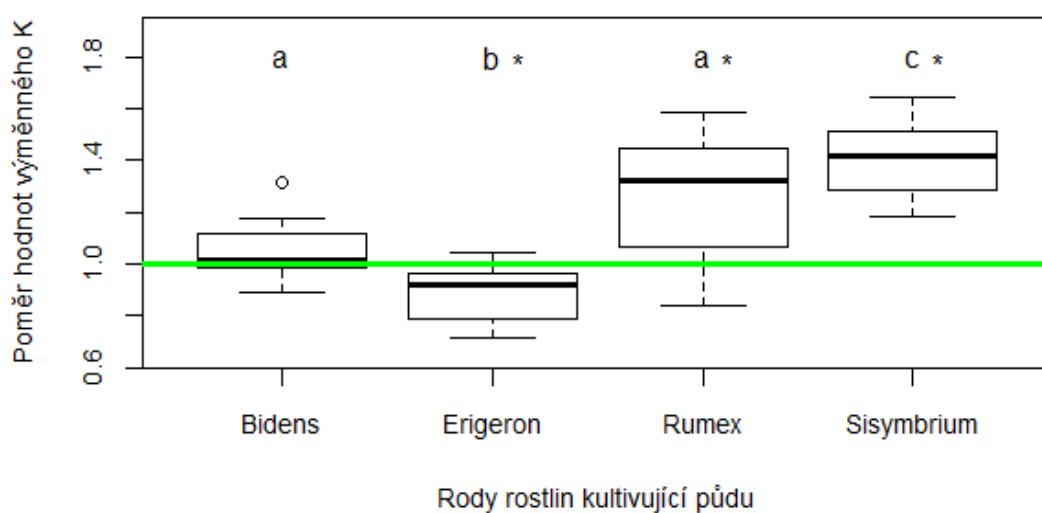
Obr. 17: Poměr hodnot výměnného pH u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



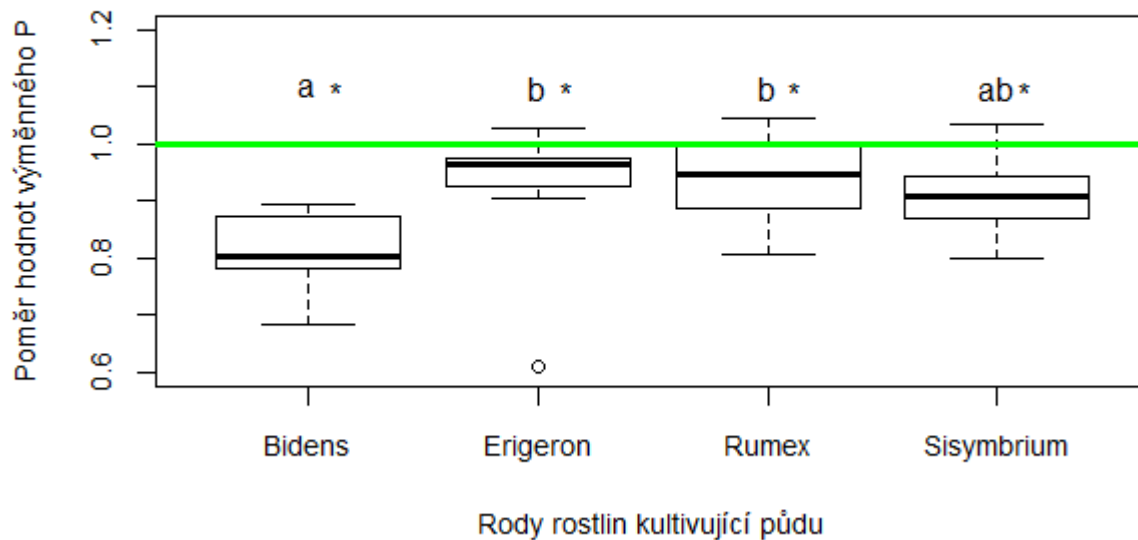
Obr. 18: Poměr hodnot výměnného vápníku u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



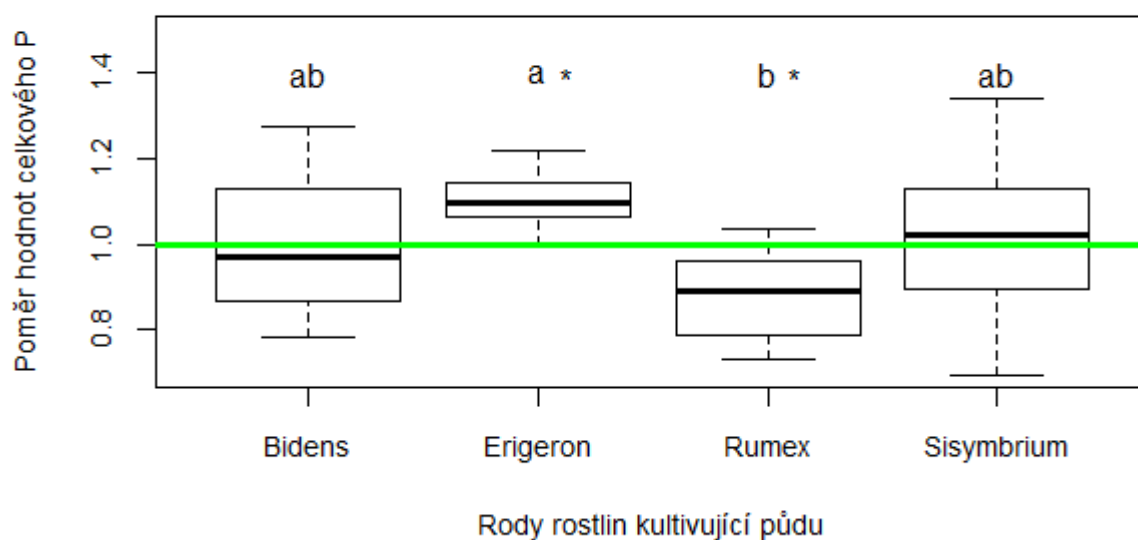
Obr. 19: Poměr hodnot výměnného hořčíku u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



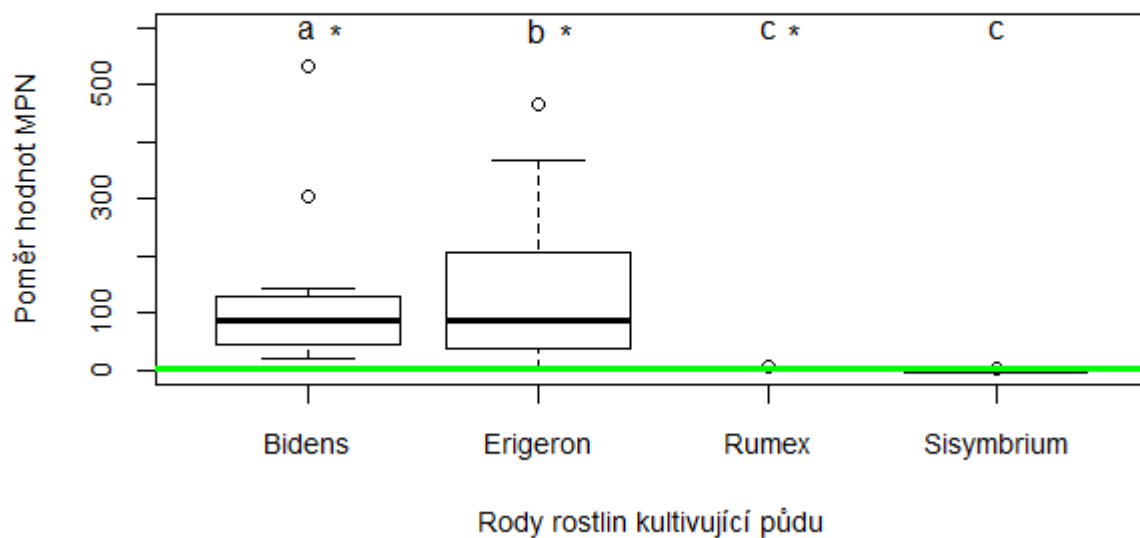
Obr. 20: Poměr hodnot výměnného draslíku u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



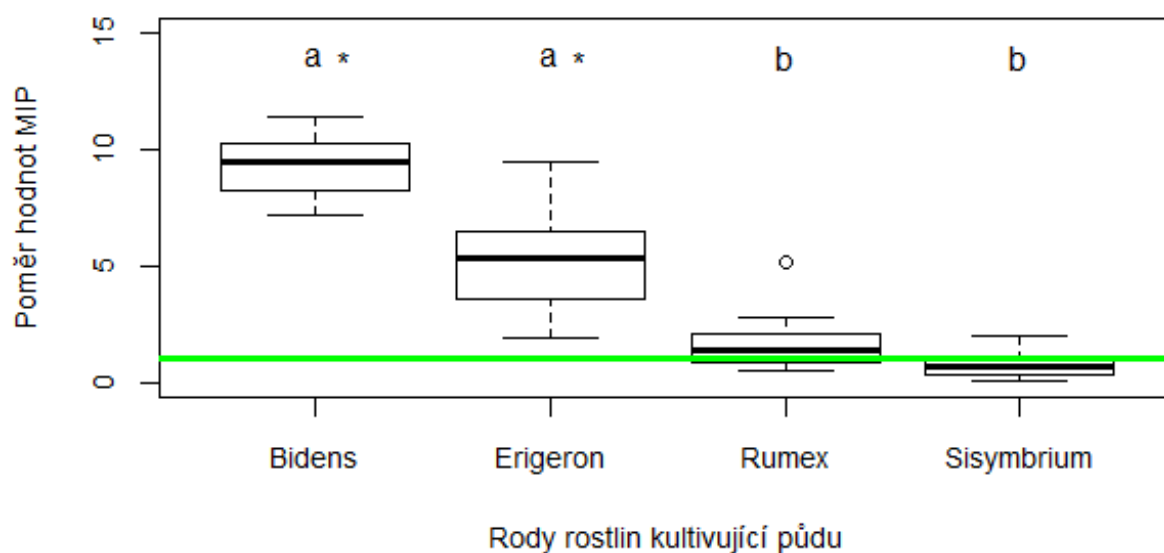
Obr. 21: Poměr hodnot výměnného fosforu u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1



Obr. 22: Poměr hodnot celkového fosforu kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1

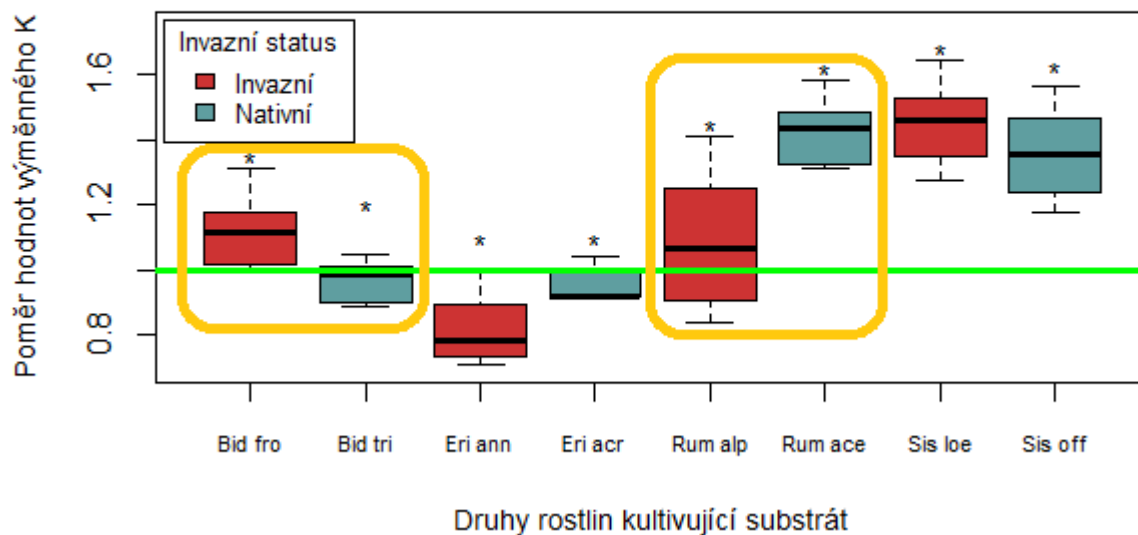


Obr. 23: Poměr hodnot MPN u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1

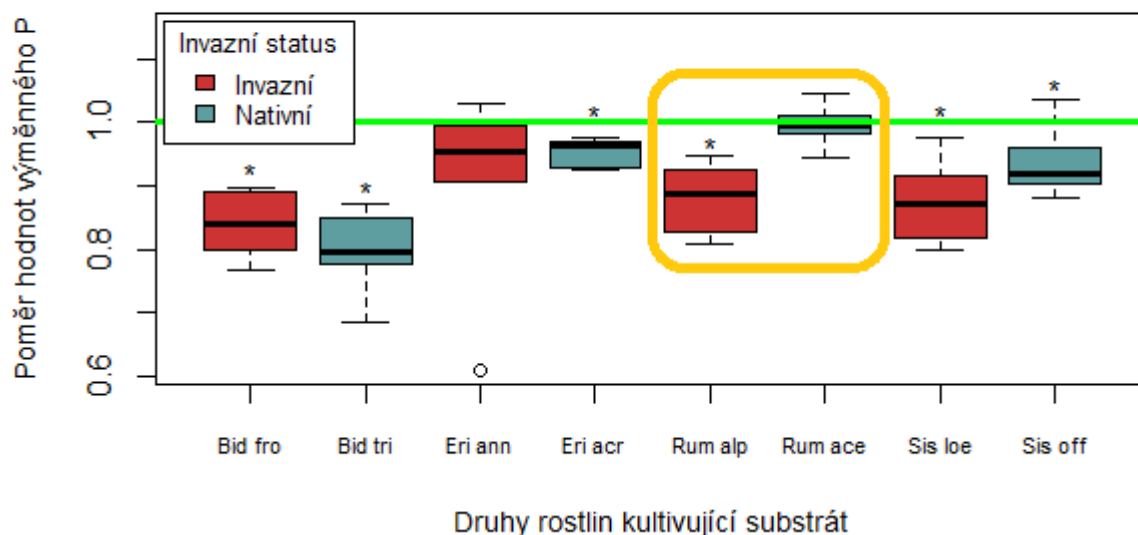


Obr. 24: Poměr hodnot MIP u kultivovaného/kontrolního substrátu u rodů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1

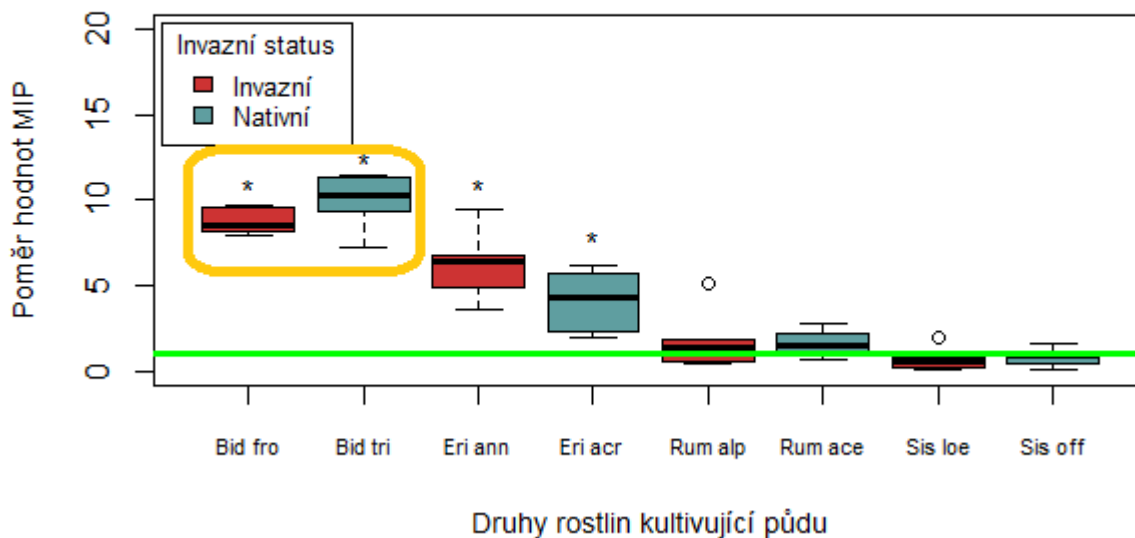




Obr. 25: Poměr hodnot výměnného draslíku u kultivovaného/kontrolního substrátu u druhů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1, žlutě ohraničené druhy se signifikantně liší v rámci dvojice druhů jednoho rodu



Obr. 26: Poměr hodnot výměnného fosforu u kultivovaného/kontrolního substrátu u druhů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1, žlutě ohraničené druhy se signifikantně liší v rámci dvojice druhů jednoho rodu



Obr. 27: Poměr hodnot MIP u kultivovaného/kontrolního substrátu u druhů rostlin, \* značí poměr hodnot signifikantně odlišný od hodnoty 1, žlutě ohraničené druhy se signifikantně liší v rámci dvojice druhů jednoho rodu

Dále byla hodnocena kolonizace kořenů pokusných rostlin. Průměrné hodnoty kolonizace hyf, arbuskulů, vezikul, oomycet a jiných struktur jsou uvedeny v tabulce 8. Z těchto údajů vyplývá, že v literatuře uvedený mykorhizní status se shoduje u druhů *Bidens frondosa* (mykorhizní), *Bidens tripartita* (mykorhizní), *Erigeron acris* (mykorhizní), *Erigeron annuus* (mykorhizní), *Sisymbrium loeselii* (nemykorhizní) a *Sisymbrium officinale* (nemykorhizní). Druhy *Rumex acetosa* a *Rumex alpinus* mohou být jak mykorhizní, tak nemykorhizní. Zkoumané rostliny v této práci jsou dle kolonizace nemykorhizní. U všech nemykorhizních druhů byly nalezeny ve velmi malém množství arbuskuly, ale kolonizace je velmi nízká oproti mykorhizním druhům rostlin, proto je lze považovat za nemykorhizní.

Kolonizace kořenů hyfami je u všech druhů o něco vyšší než procentuální zastoupení arbuskulí a mnohem vyšší než procentuální zastoupení vezikul. Téměř vždy se vyskytovaly vezikuly současně s arbuskuly, tudíž se tento rozdíl nedá vysvětlit tím, že ve zbývajících procentech, kde je víc hyf než arbuskulí, tento rozdíl způsobily vezikuly. Spíše je možné, že tento rozdíl vyplývá z přítomnosti dalších houbových organismů, které nebyly v pozorovaných zorných polích přítomné, nicméně

jejich hyfy byly pozorovány. Byla zachycena přítomnost různých dalších blíže neurčených struktur, ale jejich procentuální zastoupení není u většiny druhů tak vysoké, aby mohl být rozdíl vysvětlen pouze jejich přítomností.

Tabulka 8: Průměrné hodnoty kolonizace kořenů v procentech v jednotlivých kategoriích

Druh rostliny	Hyfy – průměrná kolonizace (%)	Arbuskuly – průměrná kolonizace (%)	Vezikuly – průměrná kolonizace (%)	Oomycety – průměrná kolonizace (%)	Jiné struktury – průměrná kolonizace (%)
<i>Bidens frondosa</i>	84,40	75,40	32,90	0,20	1,90
<i>Bidens tripartita</i>	98,20	96,75	33,43	0,20	0,91
<i>Erigeron acris</i>	86,80	84,30	36,20	0,00	0,00
<i>Erigeron annuus</i>	80,20	73,80	29,00	0,00	0,00
<i>Rumex acetosa</i>	12,10	1,50	0,20	0,50	0,70
<i>Rumex alpinus</i>	17,60	0,50	0,00	0,00	7,30
<i>Sisymbrium loeselii</i>	1,80	0,50	0,00	0,00	1,70
<i>Sisymbrium officinale</i>	0,40	0,10	0,00	0,00	0,40

Vliv rodu, invazního statutu a jejich interakce byl signifikantní u kolonizace hyfami, arbuskuly a u kategorie jiných struktur. U vezikul byl signifikantní pouze vliv rodu a invazního statutu, jejich interakce byla marginálně signifikantní ( $p = 0,057$ ). U oomycet byl signifikantní pouze vliv rodu. V tomto případě je ovšem zachyceno velmi málo oomycet a proto jsou tyto výsledky spíše informativní. Jiné struktury jsou zastoupeny také v poměrně nízkých procentech a vzhledem k tomu, že jsou to různé skupiny, je toto také spíše informativní výsledek (tabulka 9).

Při porovnání kolonizace kořenů mezi druhy ve dvojicích stejného rodu byly nalezeny signifikantní rozdíly ve dvojici *Bidens frondosus* a *B. tripartita* u kolonizace hyfami a arbuskuly, u dvojice *Erigeron acris* a *E. annuus* u kolonizace hyfami, arbuskuly a vezikulami, u dvojice *Rumex acetosa* a *R. alpinus* u kolonizace hyfami, arbuskuly, oomycetami a jinými strukturami, u dvojice *Sisymbrium loeselii* a *S. officinale* u kolonizace hyfami a jinými strukturami (tabulky 10 a 11). Ačkoliv je kolonizace oomycetami a jinými strukturami velmi nízká a obtížně hodnotitelná, signifikantní rozdíly se u nich vyskytují u nemykorhizních rostlin. U mykorhizních rostlin se signifikantní rozdíly v těchto dvou kategoriích neobjevují. V tomto případě se ovšem jedná pouze o druhy rodu *Bidens*, neboť u rodu *Erigeron* nejsou tyto kategorie zastoupeny. Toto by mohlo ukazovat na větší vliv jiných organismů v kořenech nemykorhizních rostlin oproti rostlinám mykorhizním. Kolonizace hyfami a arbuskuly je signifikantně odlišná u obou mykorhizních dvojic rostlin, ale taktéž u nemykorhizní dvojice rodu *Rumex*. Hyfy u rodu *Rumex* ovšem mohou patřit

i k jiným než mykorhizním strukturám, neboť zvláště u druhu *R. alpinus* je silněji zastoupená kategorie jiných struktur. Pouze dvojice v rodu *Erigeron* se významně lišila v zastoupení vezikul, zatímco také mykorhizní dvojice rodu *Bidens* se nelišila.

Tabulka 9: Vliv rodu, invazního statusu a jejich interakce u jednotlivých kategorií kolonizace kořenů, významné rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

Struktura	Rod				Invazní status				Rod:invazní status			
	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.
Hyfy	3, 76	< <b>0,001</b>	6098,9	386,6	1, 75	< <b>0,001</b>	25,6	361,0	3, 72	< <b>0,001</b>	145,9	215,1
Arbuskuly	3, 76	< <b>0,001</b>	6823,5	421,9	1, 75	< <b>0,001</b>	181,3	240,6	3, 72	< <b>0,001</b>	71,5	169,1
Vezikuly	3, 76	< <b>0,001</b>	2038,88	516,85	1, 75	<b>0,008</b>	7,13	509,72	3, 72	0,057	7,52	502,20
Oomycety	3, 76	<b>0,006</b>	12,5007	35,146	1, 75	0,085	2,9707	32,176	3, 72	0,264	3,9734	28,202
Jiné struktury	3, 76	< <b>0,001</b>	120,580	220,59	1, 75	< <b>0,001</b>	68,668	151,93	3, 72	<b>0,031</b>	8,890	143,04

Tabulka 10: Porovnání jednotlivých dvojic rostlin u hodnocených kategorií kolonizace kořenů (vysvětlující proměnnou pouze invazní status), uvedeny hodnoty pouze pro druhy, kde byly nalezeny struktury, proškrtnuté druhy mají nulové hodnoty v primárních datech, významné rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

Porovnávaná dvojice rostlin	Hyfy				Arbuskuly				Vezikuly			
	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.
<i>Bidens frondosa</i> – <i>B. tripartita</i>	1, 18	< <b>0,001</b>	134,450	50,128	1, 18	< <b>0,001</b>	211,180	60,879	1, 18	0,800	0,064	121,080
<i>Erigeron acris</i> – <i>E. annuus</i>	1, 18	< <b>0,001</b>	15,899	52,771	1, 18	< <b>0,001</b>	33,574	53,981	1, 18	<b>0,001</b>	11,815	374,660
<i>Rumex acetosa</i> – <i>R. alpinus</i>	1, 18	<b>0,001</b>	12,021	50,386	1, 18	<b>0,022</b>	5,283	26,546	1, 18	0,096	2,775	6,454
<i>Sisymbrium loeselii</i> – <i>S. officinale</i>	1, 18	<b>0,002</b>	9,208	61,781	1, 18	0,096	2,769	27,709	-	-	-	-

Tabulka 11: Porovnání jednotlivých dvojic rostlin u hodnocených kategorií kolonizace kořenů (vysvětlující proměnnou pouze invazní status) – pokračování, uvedeny hodnoty pouze pro druhy, kde byly nalezeny struktury, proškrtnuté druhy mají nulové hodnoty v primárních datech, signifikantní rozdíly ( $p < 0,05$ ) tučně zvýrazněny

Porovnávaná dvojice rostlin	Oomycety				Jiné struktury			
	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.	Df, resid. df	P-hodnota	Deviance	Resid. dev.
<i>Bidens frondosa</i> – <i>Bidens tripartita</i>	1, 18	0,992	<0,001	15,660	1, 18	0,058	3,601	53,448
<i>Erigeron acris</i> – <i>Erigeron annuus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex acetosa</i> – <i>Rumex alpinus</i>	1, 18	<b>0,008</b>	6,944	12,542	1, 18	<b>&lt; 0,001</b>	65,698	58,954
<i>Sisymbrium loeselii</i> – <i>Sisymbrium officinale</i>	-	-	-	-	1, 18	<b>0,004</b>	8,258	30,634

## 5. Diskuze

### 5.1 Diskuze metodiky

Rostliny byly vybírány s ohledem na to, aby nativní rostliny byly dominantní a byly srovnatelné s dominantními porosty, jež dokáží vytvořit invazní rostliny. Ve většině studií jsou pro porovnání s invazními rostlinami vybírány nativní rostliny, které se vyskytují relativně vzácně, což nemusí vést k dostatečnému srovnání. V této práci nesplňuje podmínku dominance pouze druh *E. acris*, jenž má nižší pokryvnost. V tomto případě je hodnocení vlivu druhu na půdu složitější, neboť jiný vliv invazního druhu *E. annuus* může být způsoben jeho dominantním vlivem, ale nemusí. Dvojice rodu *Erigeron* byla přesto zařazena do pokusu a to proto, že dvojice, které by odpovídaly daným podmínkám (stejný rod, dominance nativního druhu), není mnoho.

Hodnocení výsledků pokusu bylo ztíženo dřívější sklizní rostlin rodu *Sisymbrium* kvůli jejich napadení. Substrát byl proto kultivován o dva týdny kratší dobu než substrát kultivovaný zbylými rostlinami. Zároveň bylo odděleno a zpracováno příslušné množství kontrolního substrátu. Proto je *Sisymbrium* hodnoceno vůči jiné kontrole než ostatní rody rostlin. Doba kultivace, zvláště u krátkodobých pokusů, je důležitým faktorem, neboť v prvních týdnech se dějí největší změny v biotických i abiotických vlastnostech půdy v rámci PSF. Záleží ovšem na druhu rostliny, za jak dlouho nastanou největší změny od počátku klíčení (Lepinay et al. 2018). Je tedy možné, že u rodu *Sisymbrium* se změny nemusely ještě projevit dostatečně, pokud by tento rod, resp. druhy potřebovaly delší čas kultivace. Nicméně vzhledem k napadení rostlin bylo nutné tento rod sklídit dříve, neboť napadené rostliny by se mohly odlišovat od nenapadených vlivem na substrát a tak znehodnotit výsledky pokusu.

Vzhledem k tomu, že obsah prvků a hodnota pH se značně liší mezi oběma kontrolami a substrátem odebraným před kultivací, je lepší porovnávat kultivovaný substrát pouze s kontrolním substrátem, nikoli se substrátem před kultivací. Zde se ukazuje, že je důležité u pokusů zachovávat stejné podmínky. V případě, že by byl substrát před kultivací ponechán volně bez přístřešku, bylo by možné ho lépe porovnávat. Nicméně i v tomto případě by stále bylo nutné vzít v potaz, že v substrátu po celou dobu před odběrem vzorků probíhaly různé biochemické děje, které by v kontrolní půdě po dobu pokusu pravděpodobně pokračovaly a substrát před kultivací by se tak stále mohl od kontrol lišit a příčiny by stále nebyly zcela vysvětleny.

Abiotické a biotické vlastnosti jsou vybrány tak, aby byly hodnoceny ty nejdůležitější z hlediska ovlivnění půdy. Invazní rostliny jsou často porovnávány s nativními z hlediska využití zdrojů, neboť s nimi se dá v pokusu relativně jednoduše manipulovat a porovnávat vliv na rostliny (např. Daehler

2003) a taktéž je to jeden z častých faktorů, jež se mění, když je společenstvo invadované (např. Pyšek et al. 2012b). Výchozí hodnoty např. obsahu živin také ukazují na to, jak moc bude společenstvo invadováno (např. Burns 2004, Gioria a Osborne 2014 a Lake a Leishman 2004). Právě proto, že u invazních rostlin by mohlo být využití zdrojů rozdílné od nativních, je v mé práci měřena koncentrace základních živin substrátu. Dostupnost živin se mění v závislosti na pH a naopak pH se mění tím, jak rostliny uvolňují různé látky svými kořeny do půdy a tím se mění taktéž dostupnost živin (např. Attiwill a Adams 1993 a Dakora a Phillips 2002). Měřena je jak hodnota aktivního tak výměnného pH, neboť tyto hodnoty se odlišují. Hodnota aktivního pH je dána koncentrací volných vodíkových iontů v roztoku. Výměnné pH je dáno koncentrací volných vodíkových iontů a vodíkových iontů, jež jsou vytěsněny do roztoku. Tyto dvě hodnoty se tedy liší v závislosti na tom, kolik vodíkových iontů je vázáno v půdě, což je různé podle obsahu minerálů v půdě, které mohou vodíkové ionty vytěsnit (Kutílek a Nielsen 2015). Vzhledem k tomu, že substrát je v mém pokusu před kultivací stejný, měla by být změna v hodnotě pH způsobená kultivací rostlinami. Případně mohou změnu pH způsobit vnější podmínky, ale protože byly květináče s rostlinami ve stejném prostředí, měl by být vliv prostředí všude stejný, navíc květináče byly náhodně seskupené po kultivaci do skupin a substrát smíchan, což by mělo také předejít výrazným změnám, pokud by nastala místně nějaká událost, která by hodnotu pH změnila. Biotické vlastnosti zastupují mykorhizní houby, jež hrají důležitou roli v příjmu živin, hlavně dusíku a fosforu, a při kompetici o ně (např. Hodge et al. 2001, Marschner a Dell 1994, Ortas et al. 2019, Thioub et al. 2019, van der Heijden et al. 2015, West 1996).

U hodnocení kolonizace kořenů invazních rostlin by bylo možné použít více přístupů. Kupříkladu by bylo možné hodnotit i stupeň kolonizace jednotlivých kořinek dle metody Trouvelot et al (1986). Nicméně toto není nutné, neboť prvotním účelem bylo ověřit, zda jsou rostliny skutečně mykorhizní či nemykorhizní dle údajů v literatuře. Hodnocení síly kolonizace kořenů v mé práci není stěžejní a je spíše doplňkové, proto stačí i hodnocení přítomnosti/nepřítomnosti jednotlivých struktur v pozorovaných polích. Kolonizace kořenů by zároveň mohla ukazovat na možný vliv patogenů, neboť byly nalezeny hyfy, které nemohly být jasně přiřazeny jako mykorhizní.

Vliv patogenů (houbových, bakteriálních či jiných) by bylo dobré podrobněji prozkoumat. Tato práce je již ovšem značně rozsáhlá a z časových a finančních důvodů toto nebylo provedeno. Nicméně jsou odebrány a zmrazeny vzorky pro další výzkum, který by se blíže zabýval půdní biotou. Bylo by dobré odlišit alespoň skupiny organismů, které se v půdě nachází. Vzhledem k tomu, že v invazích hrají důležitou roli patogenní organismy (např. Callaway et al. 2004,

Klironomos 2002, Mitchell a Power 2003), byla by to cenná informace při porovnání vlivu invazních a nativních rostlin na substrát.

## 5.2. Diskuze výsledků

Ve výsledcích je vidět rozdílné množství živin v substrátu odebraném před kultivací a v kontrolním substrátu. Tyto substráty by ovšem měly mít spíše podobné abiotické vlastnosti, neboť zůstávají oba nekultivované. Zde pravděpodobně hraje roli to, že kontrolní substrát byl během kultivační fáze umístěn v květináčích na záhonu stejně jako kultivovaný substrát, zatímco před kultivací je schován v přístřešku. Tím se mohly uplatňovat vlivy počasí, např. to, že do přístřešku neprší, což může mít vliv na množení půdní bioty, která přispívá ke změně obsahu živin. Oproti tomu z květináčů v záhonu mohly být živiny vymývány deštěm. Dále je zde možnost, že i přesto, že byl kontrolní substrát průběžně pletý, tak i za tu krátkou dobu rostliny mohly ovlivnit některé vlastnosti. Jinou možností je, že roli hrál časový faktor. Vzorke substrátu jsou odebrány v jinou dobu, ale zpracovány najednou. Všechny vzorky byly ponechány k proschnutí na vzduchu za stejných podmínek a odebrány přibližně podobně vlhké (před odebráním vzorků po kultivaci se substrát nezalévá) a biota by tak měla mít podobný čas na odumření, ale i tak je možné, že se některá část bioty stihla více namnožit a změnit tak poměr živin a hodnotu pH. Případně opačně, že biota u substrátu odebraného později (po kultivaci) nestačila odumřít.

Invazní druhy rostlin se obecně vlivem na množství živin a hodnotu pH značně liší, přičemž některé invazní rostliny tyto hodnoty zvyšují, jiné snižují, či se neliší od nativních druhů rostlin, a to tím, že ovlivňují cyklus živin, ať už prostřednictvím složení opadu nebo ovlivněním bioty (Ehrenfeld 2003). Tyto efekty jsou zkoumány spíše dlouhodoběji a v rámci celého PSF a mohou se tak zřetelněji uplatňovat při šíření invazních rostlin (Vinton a Goergen 2006). Nicméně i ve skleníkovém experimentu s krátkou dobou kultivace lze vysledovat prokazatelný vliv na obsah živin a taktéž mikrobiální biotu (Perkins a Nowak 2013). Vliv vybraných pokusných rostlin v mé práci na vybrané abiotické vlastnosti substrátu je skutečně různý, především mezi jednotlivými rody. Mezi invazními a nativními druhy jednoho rodu byly ovšem pozorovány rozdíly jen ve dvou případech a to v případě obsahu výměnného fosforu a draslíku. Toto je zajímavý výsledek, protože spolu s dusíkem a fosforem, je draslík třetím limitujícím prvkem pro růst rostlin (Sardans a Peñuelas 2015).

U obsahu výměnného fosforu se významně lišila skupina invazních rostlin od skupiny nativních rostlin. Obsah fosforu v kultivované půdě se u obou skupin lišil od obsahu v kontrolní půdě. V obou



případech poklesl u kultivované půdy, tedy fosfor byl využitý při růstu rostlin. Větší pokles skutečně nastal u skupiny invazních rostlin a je tedy možné, že lepší příjem fosforu může hrát roli v úspěšné invazi. Zajímavostí může být, že invazní rostliny zvyšují obsah fosforu ( a taktéž dusíku) v půdě, což se děje větší akumulací prvků v listech a obohacováním půdy pomocí opadu, neboť mají rychlejší obrat díky odlišným vlastnostem listů oproti nativním rostlinám (např. Allison a Vitousek 2004 a Peñuelas et al. 2009). V mém pokusu ovšem nedošlo k velké tvorbě opadu, a dalo by se tak usuzovat, že invazní rostliny mohly fosfor využít více než nativní rostliny, ale nestihly ho už dodat zpátky do kultivovaného substrátu v podobě opadu. Navíc rostliny si ve svých vlastnostech byly podobnější vzhledem k blízké příbuznosti.

Mezi rody se v obsahu výměnného fosforu neodlišoval rod *Sisymbrium* od ostatních, zatímco u zbývajících třech rodů se odlišoval rod *Bidens* od druhých dvou. Ve všech rodech nastal během kultivace pokles obsahu fosforu. Při srovnání rozdílů mezi rody u obsahu celkového fosforu nastává změna. Zde u rodů *Bidens* a *Sisymbrium* nenastal ani pokles ani nárůst obsahu celkového fosforu během kultivace, zatímco u rodu *Erigeron* se jeho obsah zvýšil a u rodu *Rumex* snížil. Rody *Erigeron* a *Rumex* se také od sebe navzájem signifikantně liší v obsahu celkového fosforu, ale neliší se od ostatních dvou rodů, které se taktéž neliší navzájem. Je možné, že u rodů, kde obsah výměnného fosforu poklesl, ale obsah celkového fosforu se nezměnil (*Bidens* a *Sisymbrium*), byl vyčerpán pouze výměnný fosfor již přítomný v půdě a nenastalo uvolnění dalšího. U rodu *Rumex* nastal pokles v obou typech fosforu, je tedy možné, že se vyčerpal výměnný fosfor a ještě další se uvolnil z celkové zásoby. U rodu *Erigeron* by pokles výměnného fosforu také naznačoval jeho využití, ovšem celkový fosfor vzrostl. Vzhledem k tomu, že fosfor nemohl být s největší pravděpodobností dodán do půdy opadem, je tento nárůst obtížně vysvětlitelný. Rod *Erigeron* je mykorrhizní, proto není pravděpodobné, že by nastal rozklad AMF, z kterých by se fosfor mohl uvolnit, postupně se navázat a stát se nerozpustným, hypoteticky by ovšem bylo možné, že AMF přispívají k odumírání patogenů.

V rámci dvojic se vyšší využití výměnného fosforu objevilo u rodu *Rumex*, kde substrát kultivovaný invazním *R. alpinus* měl nižší obsah fosforu než substrát kultivovaný nativním *R. acetosa*. U *R. acetosa* se nelišil obsah v kultivovaném a kontrolním substrátu, tento druh tedy fosfor příliš nevyužil. Oproti tomu u *R. alpinus* byl pokles obsahu u kultivovaného substrátu signifikantní a fosfor tak byl tímto druhem využíván. Toto by mohlo opět značit lepší využití fosforu invazním druhem, ale už ne jeho dodání zpátky do půdy opadem.

U obsahu výměnného draslíku se liší skupina invazních a nativních rostlin mezi sebou. Invazní skupina má nižší obsah draslíku oproti nativním druhům. To by taktéž mohlo zdánlivě svědčit

o lepším využití draslíku invazními rostlinami. Tento dojem je ovšem jen zdánlivý proto, že v obou skupinách je obsah draslíku vyšší u kultivovaného substrátu než v kontrolním substrátu, což znamená, že obsah draslíku při kultivaci narůstal. Dá se tedy jen obtížně hodnotit, která skupina draslík využívala více, když není jasná příčina nárůstu obsahu draslíku. Pokud by draslík přibýval ve všech květináčích stejně, pak by se dalo hovořit o tom, že invazní rostliny skutečně využívaly draslík více. Příčinou přibývání draslíku v substrátu by mohla být např. voda, kterou byl substrát zaléván. V tomto případě by ovšem měl být obsah draslíku vyšší spíše v kontrolním substrátu, kde by se hromadil více, neboť by nebyl využíván rostlinami na rozdíl od kultivovaného substrátu. Další příčinou by mohl být rozklad opadu a obohacení půdy o draslík. Ale ani toto vysvětlení zřejmě není pravděpodobné, neboť po dobu kultivace se vytvořilo opadu jen minimální množství, listy tak rychle neodumíraly. Rozkládat by se mohla i půdní biota, např. pokud by rostliny tvořily antimikrobiální látky a tím se uvolnil draslík z těl mikroorganismů (Callaway a Ridenour 2004, Cipollini et al. 2012, Callaway et al 2008). Navíc jsou zde studie (např. Aragón et al. 2014 a Timsina et al. 2011), které hovoří o tom, že invazní rostliny dokáží obsah draslíku v půdě zvyšovat více než nativní, což je v rozporu s tím, že v mém pokusu byl po kultivaci obsah draslíku vyšší u nativních rostlin. Timsina et al. (2011) také uvádí pozitivní korelaci mezi obsahem draslíku a fosforu a zvýšení hodnoty pH s nárůstem obsahu draslíku, zatímco v mé práci je dle výsledků RDA korelace draslíku s celkovým fosforem silně negativní, negativní až nezávislá na obsahu výměnného fosforu a nezávislá na hodnotě aktivního i výměnného pH.

Mezi rody se signifikantně neodlišuje rod *Bidens* a *Rumex* v obsahu výměnného draslíku, kdy se ovšem u rodu *Bidens* obsah draslíku nezměnil, zatímco u rodu *Rumex* při kultivaci narostl. Od obou těchto rodů se odlišuje rod *Erigeron*, kde ovšem během kultivace obsah draslíku poklesl. Nakonec se od všech předchozích signifikantně odlišuje i rod *Sisymbrium*, kde obsah draslíku narostl. V případě rozdílu obsahu draslíku uvnitř dvojic je situace podobně komplikovaná. U invazního *B. frondosa* je vyšší obsah draslíku než u nativního *B. tripartita*, byť u celého rodu změna nenastala. U *B. frondosa* je opět vidět nárůst draslíku při kultivaci, zatímco u *B. tripartita* nastal pokles, což může vysvětlovat, proč celkově v celém rodě není vidět signifikantní změna po kultivaci. Zde se tedy ukazuje přibývání draslíku u invazního druhu více než u nativního, na rozdíl od celých skupin invazních a nativních rostlin, což by souhlasilo více s uvedenými studiemi Aragón et al. (2014) a Timsina et al. (2011). V případě invazního *R. alpinus* a nativního *R. acetosa* nastal nárůst draslíku během kultivace u obou druhů, přičemž ale u invazního druhu byl nárůst menší. Opět je tedy nutné spíše hledat příčinu nárůstu obsahu draslíku v substrátu např. v odumírání mikroorganismů. Vzhledem k tomu, že oba druhy jsou v mé práci nemykorhizní, je možné, že tyto rostliny mohly

alelopaticky působit na AMF a urychlit jejich rozklad v kultivovaném substrátu. Stejná situace mohla nastat u rodu *Sisymbrium*, které je také nemykorhizní. Obecně u PSF bez ohledu na invazní status rostlin může situace s přibýváním živin nastat, ale děje se tak u rostlin většího vzrůstu a s hlubšími kořeny, které využívají draslík z hlubších vrstev půdy a pomocí opadu ho přemísťují do povrchových vrstev. Často je toto působení mezidruhové, ale může být i vnitrodruhové (Bonanomi et al. 2008). V květináčích této velikosti, v které byly pokusné rostliny pěstovány, je ale vyloučeno čerpání živin z hlubších vrstev a změna v obsahu draslíku je spíše způsobena některými z výše uvedených příčin.

U ostatních živin a výměnného pH se projevíly rozdíly pouze meziodově, s výjimkou obsahu dusíku a uhlíku a aktivního pH, kde se neprojevíly žádné rozdíly. U obsahu vápníku a hořčíku jsou výsledky velmi podobné. Rody *Bidens*, *Erigeron* a *Sisymbrium* se od sebe neliší. Rozdíl ovšem je, že u rodu *Bidens* a *Erigeron* nenastal v obsahu vápníku pokles ani nárůst během kultivace, zatímco obsah hořčíku se zvýšil. U rodu *Sisymbrium* se obsah obou prvků nezměnil. U rodu *Rumex* nastal pokles během kultivace u obsahu vápníku, zatímco u hořčíku se nezměnil. V případě vápníku se neodlišoval od rodu *Bidens* a u hořčíku opět od rodu *Bidens* a dále od rodu *Sisymbrium*. Podobnost mezi mykorhizními rody by mohla být dána tím, že AMF přijímají vápník a hořčík podobným způsobem (např. Clark a Zeto 2000). Z důvodu své chemické podobnosti ovšem oba prvky reagují podobně i v jiných situacích, např. při poklesu pH v dlouhodobém horizontu se oba vymývají z půdy (Lichter 1998). V mém pokusu ovšem není vidět jasná spojitost mezi poklesem pH a obsahem vápníku a hořčíku, neboť výměnné pH pokleslo u všech rodů, zatímco u vápníku nastal pokles jen u rodu *Rumex* a jinak se neměnil a u hořčíku naopak nastal nárůst u rodů *Bidens* a *Erigeron* a u zbylých dvou se neměnil. V kombinaci s tím, že aktivní pH se nezměnilo během kultivace ani v jednom případě, se taktéž nedá říct, že by zde byla jasná spojitost s těmito prvky. Dále se vápník a Mhořčík svými vlastnostmi a reakcemi odlišují např. od výše zmiňovaného draslíku, který má naopak blízko ve svém metabolismu k dusíku (Tripler et al. 2006). Dle výsledků RDA v mé práci je vidět, že vápník a hořčík jsou pozitivně korelované, zatímco draslík je proti nim korelovaný negativně. Obsah dusíku je ovšem také korelován negativně s obsahem draslíku, což je způsobeno tím, že obsah dusíku v substrátu se neměnil, zatímco obsah draslíku ano.

Žádný rozdíl nebyl nalezen v obsahu uhlíku a již zmiňovaného dusíku, ani mezi skupinami invazních a nativních rostlin, meziodově, ani mezidruhově. Vzhledem k tomu, že dusík je limitující živinou, je tento výsledek méně očekávaný. Hodnota pH je důležitým určujícím půdním faktorem při hodnocení invazí (Alston a Richardson 2006) a také je to důležitý faktor z hlediska cyklu dusíku a toho, v jaké formě bude dostupný rostlinám, neboť ty ho umí lépe využívat v určité formě, což

může ovlivnit průběh invaze (Ehrenfeld et al. 2001). V mém pokusu se nezměnila hodnota aktivního pH, zatímco hodnota výměnného pH poklesla u všech rodů. Je tedy možné, že změna pH nebyla dostatečná, tím se nezměnila forma dusíku a rostliny nezačaly přijímat dusík více. Taktéž uhlík hraje v metabolismu rostlin obecně a taktéž při invazích význačnou roli (Ehrenfeld 2003) a opět v mém pokusu nenastala změna v obsahu uhlíku během kultivace substrátu. Změna pH ovšem může v dlouhodobém měřítku ovlivnit pouze cyklus uhlíku a dusíku, ale celkový obsah dusíku a uhlíku v půdě může být stále stejný (Kemmitt et al. 2006). Je možné, že podobná situace nastala v mém pokusu, nicméně na mnohem menší časové škále. Ehrenfeld (2001) ve své srovnávací studii poukazuje na to, že při srovnání invazních a nativních druhů rostlin může být nalezena změna v cyklu uhlíku a dusíku, ale u některých invazních rostlin je tato změna méně zřetelná, případně žádná, přičemž důležitým faktorem je, jak moc se svými vlastnostmi odlišují invazní rostliny od nativních. V mé práci byly porovnávány rostliny s poměrně podobnými vlastnostmi v rámci dvojic, zatímco Ehrenfeld (2001) porovnávala nepříbuzné druhy. V mém pokusu se nejvíce ekologicky odlišují druhy v rodě *Rumex* mezi sebou, ale ani u nich nebyl nalezen rozdíl u těchto prvků.

Taktéž rozdíl u aktivního pH nebyl nalezen. Oproti tomu u výměnného pH byl nalezen mezirodový rozdíl. U výměnného pH nastal u všech rodů pokles jeho hodnoty během kultivace. Pouze rod *Bidens* a *Rumex* se od sebe liší navzájem, zatímco od zbývajících dvou rodů se neliší. Pokles výměnného pH by mohl souviset s poklesem obsahu vápníku a Mhořčíku, nicméně u těchto prvků u většiny rodů změna nenastala, jak už bylo řečeno výše. U vápníku byl pokles pozorován pouze u rodu *Rumex* a u hořčíku se obsah zvýšil u rodů *Bidens* a *Erigeron*. Zde tedy spojitost není moc zřetelná. Taktéž ve spojitosti s obsahem výměnného draslíku nelze příliš vysvětlit pokles hodnoty výměnného pH, neboť u rodu *Erigeron* obsah draslíku při kultivaci poklesl, zatímco u rodů *Rumex* a *Sisymbrium* se obsah zvýšil.

Vzhledem k tomu, že hodnota pH je důležitá pro dostupnost limitujících prvků dusíku a fosforu, je důležité se podívat i na jejich vztah. U dusíku nebyl z výsledků žádný vztah nalezen, obsah dusíku se nelišil ani v jednom případě. U výměnného fosforu nastal pokles obsahu ve všech rodech a výměnné pH pokleslo také ve všech rodech. Fosforečnany jsou lépe rozpustné při vyšších hodnotách pH a tedy pokles pH by mohl způsobit jejich menší dostupnost (např. Holford 1997). Ovšem s přihlédnutím k tomu, že původní hodnoty pH před vytvořením poměru jsou u kultivovaného i kontrolního substrátu v hodnotách neutrálního až lehce alkalického pH, je pH dostatečně vysoké, aby byly fosforečnany stále rozpustné a dostupné pro rostliny. Zajímavý je v tomto ohledu i vztah vápníku, hořčíku a fosforu, kdy se dá předpokládat, že vápenaté a hořečnaté

ionty jsou vázány na fosfor a tak by měly mít všechny vztah k hodnotě pH, nicméně opět zde není jasná spojitost.

Z výsledků hodnocení množství propagulí AMF nevyplývá, že by se množství propagulí (MPN) lišilo mezi skupinou nativních a invazních druhů nebo mezi druhy v jednotlivých dvojicích. Jediný rozdíl byl opět mezirodový, kdy nastal zřetelný nárůst množství propagulí u rodů *Bidens* a *Erigeron*. Tyto rody jsou mykorhizní a zvýšení množství propagulí oproti kontrolní půdě je očekávatelné. Nárůst propagulí, byť mnohem menší, nastal ovšem i u rodu *Rumex*, který je dle výsledků nemykorhizní. U kořenů rostlin byly zjištěny propagule mykorhizních hub, ovšem jen v malém množství oproti mykorhizním druhům. Je tak možné, že i tato nízká schopnost mykorhizy stačí na to, aby se projevil rozdíl v množství AMF v půdě. Mezi rodem *Rumex* a *Sisymbrium*, který patří rovněž mezi nemykorhizní rostliny, nebyl nalezen signifikantní rozdíl v množství propagulí AMF. Nicméně u rodu *Sisymbrium* nebyl nalezen ani vzestup či pokles v množství AMF oproti kontrolnímu substrátu. Přitom u nemykorhizních rostlin by mělo množství propagulí spíše poklesnout oproti nekultivané půdě, neboť nemykorhizní rostliny mohou potlačovat růst AMF (Fontenla et al. 1999). Je ovšem možné, že se tento vliv uplatňuje až po delší době, či v případě rodu *Sisymbrium* kvůli kratší době kultivace nemuselo být ovlivněno množství propagulí. U rodu *Sisymbrium* bylo totiž nalezeno potlačování růstu AMF, konkrétně u invazního druhu *S. loeselii* ve studii Bainard et al. (2009), kdy rostliny působily chemickými látkami na AMF, což způsobuje pokles jejich počtu a tím potlačování růstu jiných rostlin ve společenstvu. Zároveň dokáže potlačit chemickými látkami klíčení a růst jiných rostlin. Invaznost v rodě *Sisymbrium* se tak dá vysvětlit jinými faktory, než jsou studovány v mé práci.

Rychlost šíření propagulí (MIP) se opět odlišovala mezirodově, kdy se vytvořily od sebe dvě odlišné skupiny, kdy jedna byla tvořena mykorhizními rody *Bidens* a *Erigeron* a druhá nemykorhizními rody *Rumex* a *Sisymbrium*. U nemykorhizních rodů opět nenastal pokles v rychlosti šíření oproti kontrolnímu substrátu, který by se dal očekávat, stejně jako u očekávaného poklesu množství propagulí. Oproti tomu u mykorhizních rodů se rychlost šíření propagulí AMF ve srovnání s kontrolním substrátem zvýšila. V tomto případě se tedy zvýšilo jak množství propagulí (MPN), tak i rychlost jejich šíření v substrátu (MIP). V RDA je taktéž i celkově vidět pozitivní korelace mezi hodnotami MPN a MIP. U rodu *Bidens* byl nalezen i rozdíl mezidruhový, kdy byl zaznamenán vyšší nárůst rychlosti šíření AMF (MIP) u nativního *B. tripartita* než u invazního *B. frondosa*. Je možné, že invazní druh dokáže vytvořit podmínky k vzniku více propagulí AMF v půdě, ale nativní druh dokáže lépe šířit dostupný menší počet propagulí. Pokud by toto byl případ, kdy invazní druh dokáže lépe využít místních generalistických symbiontů, je

možné, že jeho strategií by mohlo být AMF spíše namnožit a získávat víc fosforu, než šířit AMF v půdě, zatímco nativní druh by šířil dostupné specializovanější AMF. Tuto hypotézu by ovšem bylo nutné ověřit dalšími pokusy při srovnání více mykorhizních druhů rostlin.

Mezi využitím výměnného fosforu a AMF není v mé práci vidět jednoznačná spojitost, byť by se dalo očekávat, že u druhů, kde se zvýšil počet propagulí či rychlost jejich šíření, by se mohlo zvýšit i využití fosforu oproti rostlinám nemykorhizním (Jakobsen et al. 1992). Nicméně je možné, že příjem fosforu byl dostatečný a nebylo potřeba příjem více zvyšovat pomocí AMF. Mezi skupinou invazních a nativních rostlin se neukázala spojitost mezi výměnným fosforem a množstvím propagulí AMF (MPN). U rodů ji lze najít u rodu *Bidens* a částečně u rodu *Erigeron*, kdy je nutné přihlídnout k tomu, že množství propagulí AMF (MPN) se sice zvýšilo v celém rodě, ale využití fosforu se liší v rámci druhů v rodě. Překvapivě je tu opět spojitost mezi MPN a obsahem fosforu u rodu *Rumex*, což je vzhledem k tomu, že rod je nemykorhizní, spíše nečekané. U celkového fosforu je situace ještě složitější, zde by mohla být jistá spojitost mezi nárůstem počtu AMF a poklesem celkového fosforu u rodů *Bidens* a *Rumex*, a také mezi neměnicím se počtem AMF u rodu *Sisymbrium*, a taktéž žádnou změnou u obsahu fosforu. Celkově je z výsledků RDA vidět korelace mezi množstvím propagulí (MPN) a celkovým fosforem. Nicméně výměnný fosfor je dle této analýzy nezávislý na MPN a stejně tak výměnný fosfor je nezávislý na celkovém, což by mohlo vysvětlovat nejasný vztah mezi jednotlivými rody či druhy rostlin, výměnným a celkovým fosforem a množstvím propagulí (MPN).

S hodnotami MPN a MIP souvisí i hodnocení kolonizace kořenů pokusných rostlin. Potvrdilo se, že rody *Bidens* a *Erigeron* jsou mykorhizní, zatímco rod *Sisymbrium* nemykorhizní. U rodu *Rumex* byly v literatuře nalezeny obě možnosti. Např. Sanders a Fitter (1992) používali ve své studii *R. acetosa*, a našli u něj mnohem více kolísající hodnoty kolonizace než u dalších druhů studovaných rostlin, jež si držely stabilnější hodnoty. Toto by mohlo mít spojitost s tím, že tento druh je dvoudomý (dle databáze Pladias) a samčí a samičí rostliny jsou kolonizované různě silně, ovšem např. studie Varga a Kytöviita (2008) na druhu *Antennaria dioica* z čeledi *Asteraceae* neukazuje rozdíl v kolonizaci mezi samčími a samičími rostlinami. Z hodnocení kolonizace rostlin v mé práci je patrné, že v tomto pokusu je rod *Rumex* nemykorhizní v obou druzích, protože procento kolonizace kořenů bylo nízké. Tomu odpovídají i nárůsty hodnot MPN a MIP během kultivace, které jsou zřetelně vyšší u mykorhizních rodů. Nárůst v MPN se přesto projevil i u rodu *Rumex*, je ovšem mnohem nižší než u obou mykorhizních rodů. Kromě obou druhů rodu *Sisymbrium* a u druhu *R. acetosa*, kde jsou hodnoty všech nalezených struktur v kořenech pokusných rostlin nízké, je u ostatních druhů vyšší procento hyf, než odpovídá procentům

arbuskulů a vezikul. Je možné, že některé hyfy patří k jiným houbovým organismům, které mohou mít různé působení, např. jako patogeny. Tomu by i odpovídaly nálezy v kategorii jiných struktur, kdy některé z nich mohou být patogeny, nicméně bližší určení těchto struktur z časových důvodů nebylo provedeno.

Celkově lze říci, že studované invazní rostliny se vlivem na půdu příliš neliší od nativních rostlin. Jediný výrazný rozdíl byl nalezen v obsahu výměnného fosforu, kde invazní rostliny využily více fosforu než rostliny nativní. Rozdíl v obsahu výměnného draslíku je obtížně hodnotitelný. Největší rozdíly byly nalezeny mezi rody rostlin. Na využití živin a na množství a šíření AMF mají tedy zřejmě větší vliv vlastnosti rostlin, které jsou společné v celém rodě, než rozdíly mezidruhové. Toto by podporovalo nálezy větších změn ve využití živin a v hodnotách pH mezi invazními a nativními druhy, jež nejsou blízce příbuzné (např. Ehrenfeld 2001, Peñuelas et al. 2009). V mé práci jsou druhy rostlin ve dvojicích úmyslně blízce příbuzné, právě proto, aby se zjistilo, zda tyto druhy reagují odlišně. Mezidruhové rozdíly byly nalezeny také pouze u výměnného fosforu a draslíku, přičemž obsah draslíku je opět obtížně hodnotitelný, a dále byl rozdíl nalezen i u rychlosti šíření AMF (MIP). Mezi využitím fosforu a AMF je do určité míry jistá spojitost, ale neprokázala se jasně u všech druhů či rodů rostlin. Vzhledem k tomu, že fosfor je jednou z limitujících živin, je možné, že rozdíl mezi invazními a nativními rody se projevil právě proto u něj nejvíce. Je možné, že vliv rostlin na další vlastnosti substrátu by se projevil až po delším období a v pokusu tyto změny nejsou všechny dobře zachytitelné. Nicméně 12 týdnů je standardní doba po kterou probíhají pokusy hodnotící PSF a v nichž se hodnotí vlastnosti, jež byly studovány v mé práci (např. de la Peña et al. 2010). Další možností je, že důležitou roli hrají jiné faktory, např. patogeny, které nebyly v této práci studovány.

## 6. Závěr

Rozdíl mezi invazní a nativní skupinou rostlin se prokázal pouze u abiotických vlastností, konkrétně u obsahu výměnného fosforu a draslíku. Výměnný fosfor poklesl a tedy byl pravděpodobně spotřebován více invazními rostlinami než rostlinami nativními. U obsahu výměnného draslíku byl obsah v substrátu také nižší u invazních rostlin oproti nativním, ale celkově se obsah draslíku zvýšil místo snížil u substrátu, v kterém byly kultivované rostliny. Mezdruhové rozdíly pak byly nalezeny u výměnného fosforu. V substrátu kultivovaném invazním *R. alpinus* byl nižší obsah výměnného fosforu než v substrátu kultivovaném nativním *R. acetosa*, kde se obsah nezměnil. Toto by mohlo značit, že invazní druh lépe využívá fosfor, což by mohlo pomoci při jeho šíření. Dále byl zjištěn rozdíl v obsahu draslíku, kdy se obsah draslíku při kultivaci zvyšoval opět u obou druhů rodu *Rumex*, v tomto případě u nativního více. U rodu *Bidens* nastalo zvýšení u invazního *B. frondosa* a pokles u nativního *B. tripartita*. Pravděpodobně jsou zde jiné příčiny nárůstu obsahu draslíku, než kultivace. Rozdíl mezi druhy rodu *Bidens* byl nalezen i u rychlosti šíření propagulí arbuskulárně mykorhizních hub, kdy u nativního druhu byla rychlost vyšší. Pravděpodobně invazní druh nevyužívá mykorhizních hub více než nativní druh na pomoc ke svému šíření v novém stanovišti. Nejvíce rozdílů bylo nalezeno mezi rody. U vybraných pokusných rostlin jsou tedy spíše důležité vlastnosti rostlin, které sdílí celý rod a jednotlivé druhy se mezi sebou příliš neliší. K invaznosti druhů tedy mohou napomáhat jiné mechanismy než zkoumané, např. působení patogenů, nebo zkoumané mechanismy působí až po delším časovém období, než v kterém probíhal pokus.



## 7. Použitá literatura

- ADELMAN, Mitchell J. a Joseph B. MORTON, 1986. Infectivity of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi: Influence of host-soil diluent combinations on MPN estimates and percentage colonization. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. **18**(1), 77–83. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:[10.1016/0038-0717\(86\)90106-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(86)90106-9)
- AERTS, R. a F. S. CHAPIN, 1999. The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A Re-evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research* [online]. **30**, 1–67. ISSN 0065-2504. Dostupné z: doi:[10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1)
- AGRAWAL, Anurag A., Peter M. KOTANEN, Charles E. MITCHELL, Alison G. POWER, William GODSOE a John KLIRONOMOS, 2005. Enemy release? An experiment with congeneric plant pairs and diverse above- and belowground enemies. *Ecology* [online]. **86**(11), 2979–2989. ISSN 0012-9658. Dostupné z: doi:[10.1890/05-0219](https://doi.org/10.1890/05-0219)
- ALLISON, Steven D. a Peter M. VITOUSEK, 2004. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i. *Oecologia* [online]. **141**(4), 612–619. ISSN 0029-8549, 1432-1939. Dostupné z: doi:[10.1007/s00442-004-1679-z](https://doi.org/10.1007/s00442-004-1679-z)
- ALSTON, Karen P. a David M. RICHARDSON, 2006. The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation* [online]. **132**(2), 183–198. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:[10.1016/j.biocon.2006.03.023](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.023)
- ARAGÓN, Roxana, Jordi SARDANS a Josep PEÑUELAS, 2014. Soil enzymes associated with carbon and nitrogen cycling in invaded and native secondary forests of northwestern Argentina. *Plant and Soil* [online]. **384**(1–2), 169–183. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: doi:[10.1007/s11104-014-2192-8](https://doi.org/10.1007/s11104-014-2192-8)
- ATTIWILL, Peter M. a Mark A. ADAMS, 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* [online]. **124**(4), 561–582. ISSN 0028-646X, 1469-8137. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.1993.tb03847.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1993.tb03847.x)
- BAINARD, L. D., P. D. BROWN a M. K. UPADHYAYA, 2009. Inhibitory Effect of Tall Hedge Mustard (*Sisymbrium loeselii*) Allelochemicals on Rangeland Plants and Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Weed Science* [online]. **57**(04), 386–393. ISSN 0043-1745, 1550-2759. Dostupné z: doi:[10.1614/WS-08-151.1](https://doi.org/10.1614/WS-08-151.1)
- BELNAP, Jayne, Susan L. PHILLIPS, Susan K. SHERROD a Andy MOLDENKE, 2005. Soil biota can change after exotic plant invasion: Does this affect ecosystem processes? *Ecology* [online]. **86**(11), 3007–3017. ISSN 0012-9658. Dostupné z: doi:[10.1890/05-0333](https://doi.org/10.1890/05-0333)
- BEVER, James D., Kristi M. WESTOVER a Janis ANTONOVICS, 1997. Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics: The Utility of the Feedback Approach. *Journal of Ecology* [online]. **85**(5), 561–573. ISSN 0022-0477. Dostupné z: doi:[10.2307/2960528](https://doi.org/10.2307/2960528)
- BEZEMER, T. Martijn, Clare S. LAWSON, Katarina HEDLUND, Andrew R. EDWARDS, Alex J. BROOK, José M. IGUAL, Simon R. MORTIMER a Wim H. VAN DER PUTTEN, 2006. Plant species and functional group effects on

- abiotic and microbial soil properties and plant–soil feedback responses in two grasslands. *Journal of Ecology* [online]. **94**(5), 893–904. ISSN 1365-2745. Dostupné z: [doi:10.1111/j.1365-2745.2006.01158.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01158.x)
- BONANOMI, Giuliano, Max RIETKERK, Stefan C. DEKKER a Stefano MAZZOLENI, 2008. Islands of fertility induce co-occurring negative and positive plant-soil feedbacks promoting coexistence. *Plant Ecology* [online]. **197**(2), 207–218. ISSN 1385-0237, 1573-5052. Dostupné z: [doi:10.1007/s11258-007-9371-0](https://doi.org/10.1007/s11258-007-9371-0)
- BREEMEN, N. van, J. MULDER a C. T. DRISCOLL, 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil* [online]. **75**(3), 283–308. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: [doi:10.1007/BF02369968](https://doi.org/10.1007/BF02369968)
- BROECKLING, C. D., A. K. BROZ, J. BERGELSON, D. K. MANTER a J. M. VIVANCO, 2008. Root Exudates Regulate Soil Fungal Community Composition and Diversity. *Applied and Environmental Microbiology* [online]. **74**(3), 738–744. ISSN 0099-2240. Dostupné z: [doi:10.1128/AEM.02188-07](https://doi.org/10.1128/AEM.02188-07)
- BURNS, Jean H., 2004. A comparison of invasive and non-invasive dayflowers (Commelinaceae) across experimental nutrient and water gradients: Characteristics of invasive dayflower species. *Diversity and Distributions* [online]. **10**(5–6), 387–397. ISSN 13669516, 14724642. Dostupné z: [doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00105.x](https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00105.x)
- CAGUA, E. Fernando, Kate L. WOOTTON a Daniel B. STOUFFER, 2019. Keystoneness, centrality, and the structural controllability of ecological networks. *Journal of Ecology* [online]. 1365-2745.13147. ISSN 0022-0477, 1365-2745. Dostupné z: [doi:10.1111/1365-2745.13147](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13147)
- CALLAWAY, Ragan M., Don CIPOLLINI, Kathryn BARTO, Giles C. THELEN, Steven G. HALLETT, Daniel PRATI, Kristina STINSON a John KLIRONOMOS, 2008. Novel weapons: Invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. *Ecology* [online]. **89**(4), 1043–1055. ISSN 0012-9658. Dostupné z: [doi:10.1890/07-0370.1](https://doi.org/10.1890/07-0370.1)
- CALLAWAY, Ragan M. a Wendy M. RIDENOUR, 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* [online]. **2**(8), 436–443. ISSN 1540-9295. Dostupné z: [doi:10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0436:NWISAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0436:NWISAT]2.0.CO;2)
- CALLAWAY, Ragan M., Giles C. THELEN, Alex RODRIGUEZ a William E. HOLBEN, 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* [online]. **427**(6976), 731–733. ISSN 0028-0836, 1476-4687. Dostupné z: [doi:10.1038/nature02322](https://doi.org/10.1038/nature02322)
- CIPOLLINI, Don, Chad M. RIGSBY a E. Kathryn BARTO, 2012. Microbes as Targets and Mediators of Allelopathy in Plants. *Journal of Chemical Ecology* [online]. **38**(6), 714–727. ISSN 0098-0331, 1573-1561. Dostupné z: [doi:10.1007/s10886-012-0133-7](https://doi.org/10.1007/s10886-012-0133-7)
- CLARK, R.B. a S.K. ZETO, 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition* [online]. **23**(7), 867–902. ISSN 0190-4167, 1532-4087. Dostupné z: [doi:10.1080/01904160009382068](https://doi.org/10.1080/01904160009382068)
- CROOKS, Jeffrey A., 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* [online]. **97**(2), 153–166. ISSN 0030-1299, 1600-0706. Dostupné z: [doi:10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x)

- DAEHLER, Curtis C., 2003. Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **34**(1), 183–211. ISSN 1543-592X, 1545-2069. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132403](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132403)
- DAKORA, Felix D. a Donald A. PHILLIPS, 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil* [online]. **245**(1), 35–47. ISSN 0032079X. Dostupné z: doi:[10.1023/A:1020809400075](https://doi.org/10.1023/A:1020809400075)
- DASSONVILLE, Nicolas, Sonia VANDERHOEVEN, Valérie VANPARYS, Mathieu HAYEZ, Wolf GRUBER a Pierre MEERTS, 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* [online]. **157**(1), 131–140. ISSN 0029-8549, 1432-1939. Dostupné z: doi:[10.1007/s00442-008-1054-6](https://doi.org/10.1007/s00442-008-1054-6)
- DE LA PEÑA, Eduardo, Nikki DE CLERCQ, Dries BONTE, Sergio ROILLOA, Susana RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA a Helena FREITAS, 2010. Plant-soil feedback as a mechanism of invasion by *Carpobrotus edulis*. *Biological Invasions* [online]. **12**(10), 3637–3648. ISSN 1387-3547, 1573-1464. Dostupné z: doi:[10.1007/s10530-010-9756-1](https://doi.org/10.1007/s10530-010-9756-1)
- EHRENFELD, Joan G., 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems* [online]. **6**(6), 503–523. ISSN 1432-9840, 1435-0629. Dostupné z: doi:[10.1007/s10021-002-0151-3](https://doi.org/10.1007/s10021-002-0151-3)
- EHRENFELD, Joan G., Peter KOURTEV a Weize HUANG, 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications* [online]. **11**(5), 1287–1300. ISSN 1051-0761. Dostupné z: doi:[10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1287:CISFFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1287:CISFFI]2.0.CO;2)
- EHRENFELD, Joan G., Beth RAVIT a Kenneth ELGERSMA, 2005. Feedback in the Plant-Soil System. *Annual Review of Environment and Resources* [online]. **30**(1), 75–115. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev.energy.30.050504.144212](https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144212)
- ELTON Charles S., 1958. *The Ecology of invasions by animals and plants*, London: Methuen
- ENQUIST, Brian J. a Karl J. NIKLAS, 2002. Global Allocation Rules for Patterns of Biomass Partitioning in Seed Plants. *Science* [online]. **295**(5559), 1517–1520. ISSN 00368075, 10959203. Dostupné z: doi:[10.1126/science.1066360](https://doi.org/10.1126/science.1066360)
- FONTENLA, S., I. GARCÍA-ROMERA a J.A. OCAMPO, 1999. Negative influence of non-host plants on the colonization of *Pisum sativum* by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. **31**(11), 1591–1597. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:[10.1016/S0038-0717\(99\)00087-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00087-5)
- GIORIA, Margherita a Bruce A. OSBORNE, 2014. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science* [online]. **5** [vid. 2019-08-07]. ISSN 1664-462X. Dostupné z: doi:[10.3389/fpls.2014.00501](https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00501)
- GIOVANNETTI, M. a B. MOSSE, 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* [online]. **84**(3), 489–500. ISSN 0028646X. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.1980.tb04556.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1980.tb04556.x)
- HAWKES, Christine V., Jayne BELNAP, Carla D'ANTONIO a Mary K. FIRESTONE, 2006. Arbuscular Mycorrhizal Assemblages in Native Plant Roots Change in the Presence of Invasive Exotic Grasses. *Plant and Soil* [online]. **281**(1–2), 369–380. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: doi:[10.1007/s11104-005-4826-3](https://doi.org/10.1007/s11104-005-4826-3)

- HAWKES, Christine V., Ian F. WREN, Donald J. HERMAN a Mary K. FIRESTONE, 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters* [online]. **8**(9), 976–985. ISSN 1461-023X, 1461-0248. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2005.00802.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00802.x)
- HEJDA, Martin, Petr PYŠEK a Vojtěch JAROŠÍK, 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* [online]. **97**(3), 393–403. ISSN 00220477, 13652745. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x)
- HELGASON, T., J. W. MERRYWEATHER, J. DENISON, P. WILSON, J. P. W. YOUNG a A. H. FITTER, 2002. Selectivity and functional diversity in arbuscular mycorrhizas of co-occurring fungi and plants from a temperate deciduous woodland. *Journal of Ecology* [online]. **90**(2), 371–384. ISSN 0022-0477, 1365-2745. Dostupné z: doi:[10.1046/j.1365-2745.2001.00674.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00674.x)
- HENDRIKS, Marloes, Liesje MOMMER, Hannie DE CALUWE, Annemiek E. SMIT-TIEKSTRA, Wim H. VAN DER PUTTEN a Hans DE KROON, 2013. Independent variations of plant and soil mixtures reveal soil feedback effects on plant community overyielding. *Journal of Ecology* [online]. **101**(2), 287–297. ISSN 1365-2745. Dostupné z: doi:[10.1111/1365-2745.12032](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12032)
- HINSINGER, Philippe, 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil* [online]. **237**(2), 173–195. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: doi:[10.1023/A:1013351617532](https://doi.org/10.1023/A:1013351617532)
- HINSINGER, Philippe, A. Glyn BENGOUGH, Doris VETTERLEIN a Iain M. YOUNG, 2009. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant and Soil* [online]. **321**(1–2), 117–152. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: doi:[10.1007/s11104-008-9885-9](https://doi.org/10.1007/s11104-008-9885-9)
- HODGE, Angela, Colin D. CAMPBELL a Alastair H. FITTER, 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. *Nature* [online]. **413**(6853), 297–299. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:[10.1038/35095041](https://doi.org/10.1038/35095041)
- HOLFORD, I. C. R., 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. *Soil Research* [online]. **35**(2), 227. ISSN 1838-675X. Dostupné z: doi:[10.1071/S96047](https://doi.org/10.1071/S96047)
- HOULAHAN, Jeff E. a C. Scott FINDLAY, 2004. Effect of Invasive Plant Species on Temperate Wetland Plant Diversity. *Conservation Biology* [online]. **18**(4), 1132–1138. ISSN 0888-8892, 1523-1739. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1523-1739.2004.00391.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00391.x)
- CHAPIN, F S, 1980. The Mineral Nutrition of Wild Plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* [online]. **11**(1), 233–260. ISSN 0066-4162. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev.es.11.110180.001313](https://doi.org/10.1146/annurev.es.11.110180.001313)
- CHAPIN, F. Stuart, Lawrence R. WALKER, Christopher L. FASTIE a Lewis C. SHARMAN, 1994. Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* [online]. **64**(2), 149–175. ISSN 00129615. Dostupné z: doi:[10.2307/2937039](https://doi.org/10.2307/2937039)
- CHYTRÝ, Milan a Dana MICHALCOVÁ, 2012. Czech National Phytosociological Database. *Biodiversity & Ecology* [online]. **4**, 345–345. ISSN 16139801. Dostupné z: doi:[10.7809/b-e.00136](https://doi.org/10.7809/b-e.00136)

- CHYTRÝ, Milan a Marie RAFAJOVÁ, 2003. Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia*. **75**(1), 1–15.
- JACKSON, R. B. a M. M. CALDWELL, 1993. Geostatistical Patterns of Soil Heterogeneity Around Individual Perennial Plants. *The Journal of Ecology* [online]. **81**(4), 683. ISSN 00220477. Dostupné z: doi:[10.2307/2261666](https://doi.org/10.2307/2261666)
- JAKOBSEN, I., L. K. ABBOTT a A. D. ROBSON, 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L.. 1. Spread of hyphae and phosphorus inflow into roots. *New Phytologist* [online]. **120**(3), 371–380. ISSN 0028-646X, 1469-8137. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.1992.tb01077.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1992.tb01077.x)
- KEANE, Ryan M. a Michael J. CRAWLEY, 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* [online]. **17**(4), 164–170. ISSN 01695347. Dostupné z: doi:[10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0)
- KEMMITT, S, D WRIGHT, K GOULDING a D JONES, 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. **38**(5), 898–911. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:[10.1016/j.soilbio.2005.08.006](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.006)
- KLIRONOMOS, John N., 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature* [online]. **417**(6884), 67–70. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:[10.1038/417067a](https://doi.org/10.1038/417067a)
- KOLAR, Cynthia S. a David M. LODGE, 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* [online]. **16**(4), 199–204. ISSN 01695347. Dostupné z: doi:[10.1016/S0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2)
- KUTÍLEK, Miroslav a Donald R. NIELSEN, 2015. *Soil: the skin of the planet earth*. Dordrecht: Springer. ISBN 978-94-017-9788-7.
- LAKE, Janet C a Michelle R LEISHMAN, 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* [online]. **117**(2), 215–226. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:[10.1016/S0006-3207\(03\)00294-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00294-5)
- LENDÁ, Magdalena, Piotr SKÓRKA, Johannes KNOPS, Michał ŻMIHORSKI, Renata GAJ, Dawid MOROŃ, Michał WOYCIECHOWSKI a Piotr TRYJANOWSKI, 2019. Multispecies invasion reduces the negative impact of single alien plant species on native flora. *Diversity and Distributions* [online]. **25**(6), 951–962. ISSN 1366-9516, 1472-4642. Dostupné z: doi:[10.1111/ddi.12902](https://doi.org/10.1111/ddi.12902)
- LEVINE, Jonathan M., Peter B. ADLER a Stephanie G. YELENIK, 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions: Biotic resistance to plant invasion. *Ecology Letters* [online]. **7**(10), 975–989. ISSN 1461023X, 14610248. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x)
- LEPINAY, Clémentine, Zuzana VONDRÁKOVÁ, Tomáš DOSTÁLEK a Zuzana MÜNZZBERGOVÁ, 2018. Duration of the conditioning phase affects the results of plant-soil feedback experiments via soil chemical properties. *Oecologia* [online]. **186**(2), 459–470. ISSN 0029-8549, 1432-1939. Dostupné z: doi:[10.1007/s00442-017-4033-y](https://doi.org/10.1007/s00442-017-4033-y)
- LICHTER, John, 1998. PRIMARY SUCCESSION AND FOREST DEVELOPMENT ON COASTAL LAKE MICHIGAN SAND DUNES. *Ecological Monographs* [online]. **68**(4), 487–510. ISSN 0012-9615. Dostupné z: doi:[10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0487:PSAFDO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0487:PSAFDO]2.0.CO;2)

- MACK, Richard N., Daniel SIMBERLOFF, W. MARK LONSDALE, Harry EVANS, Michael CLOUT a Fakhri A. BAZZAZ, 2000. Biotic invasions: Causes, Epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* [online]. **10**(3), 689–710. ISSN 1051-0761. Dostupné z: doi:[10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- MARSCHNER, H. a B. DELL, 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* [online]. **159**(1), 89–102. ISSN 0032-079X, 1573-5036. Dostupné z: doi:[10.1007/BF00000098](https://doi.org/10.1007/BF00000098)
- MARLER, Marilyn J., Catherine A. ZABINSKI a Ragan M. CALLAWAY, 1999. Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. *Ecology* [online]. **80**(4), 1180–1186. ISSN 0012-9658. Dostupné z: doi:[10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1180:MIECEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1180:MIECEO]2.0.CO;2)
- MCGONIGLE, T. P., M. H. MILLER, D. G. EVANS, G. L. FAIRCHILD a J. A. SWAN, 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* [online]. **115**(3), 495–501. ISSN 0028-646X, 1469-8137. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.1990.tb00476.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1990.tb00476.x)
- MOORMAN, Thomas a F. Brent REEVES, 1979. The Role of Endomycorrhizae in Revegetation Practices in the Semi-Arid West. II. A Bioassay to Determine the Effect of Land Disturbance on Endomycorrhizal Populations. *American Journal of Botany* [online]. **66**(1), 14. ISSN 00029122. Dostupné z: doi:[10.2307/2442619](https://doi.org/10.2307/2442619)
- ODUOR, Ayub M. O., Marc STIFT a Mark van KLEUNEN, 2015. The Interaction between Root Herbivory and Competitive Ability of Native and Invasive-Range Populations of *Brassica nigra*. *PLOS ONE* [online]. **10**(10), e0141857. ISSN 1932-6203. Dostupné z: doi:[10.1371/journal.pone.0141857](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141857)
- ORTAS, Ibrahim, Toufiq IQBAL a Yusuf Cem YÜCEL, 2019. Mycorrhizae enhances horticultural plant yield and nutrient uptake under phosphorus deficient field soil condition. *Journal of Plant Nutrition* [online]. **42**(10), 1152–1164. ISSN 0190-4167, 1532-4087. Dostupné z: doi:[10.1080/01904167.2019.1609500](https://doi.org/10.1080/01904167.2019.1609500)
- PEÑUELAS, Josep, Jordi SARDANS, Joan LLUSIÀ, Susan M. OWEN, Jofre CARNICER, Thomas W. GIAMBELLUCA, Enrico L. REZENDE, Mashuri WAITE a Ülo NIINEMETS, 2009. Faster returns on ‘leaf economics’ and different biogeochemical niche in invasive compared with native plant species: Leaf traits in invasive plants. *Global Change Biology* [online]. **16**(8), 2171–2185. ISSN 13541013, 13652486. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1365-2486.2009.02054.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02054.x)
- PERKINS, Lora B. a Robert S. NOWAK, 2013. Native and non-native grasses generate common types of plant-soil feedbacks by altering soil nutrients and microbial communities. *Oikos* [online]. **122**(2), 199–208. ISSN 00301299. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1600-0706.2012.20592.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20592.x)
- Pladias: Databáze české flóry a vegetace. *Pladias: Databáze české flóry a vegetace* [online]. Copyright © 2014 [cit. 06.08.2019]. Dostupné z: <https://pladias.cz/>
- PRINGLE, Anne, James D. BEVER, Monique GARDES, Jeri L. PARRENT, Matthias C. RILLIG a John N. KLIRONOMOS, 2009. Mycorrhizal Symbioses and Plant Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* [online]. **40**(1), 699–715. ISSN 1543-592X, 1545-2069. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173454](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173454)
- PYŠEK, Petr, Jiří DANIHELKA, Jiří SÁDLO, Jindřich CHRTEK, Milan CHYTRÝ, Vojtěch JAROŠÍK, Zdeněk KAPLAN, František KRAHULEC, Lenka MORAVCOVÁ, Jan PERGL, Kateřina ŠTAJEROVÁ a Lubomír TICHÝ,

- 2012a. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*. **84**(2), 155–255. ISSN 0032-7786.
- PYŠEK, Petr, Vojtěch JAROŠÍK, Philip E. HULME, Jan PERGL, Martin HEJDA, Urs SCHAFFNER a Montserrat VILÀ, 2012b. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* [online]. **18**(5), 1725–1737. ISSN 13541013. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x)
- PYŠEK, Petr, David M. RICHARDSON, Marcel REJMÁNEK, Grady L. WEBSTER, Mark WILLIAMSON a Jan KIRSHNER, 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*. **53**, 131–143. ISSN 1996-8175.
- R Development Core Team (2018) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostupné z: <http://www.R-project.org/>.
- READ, D. J., 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia* [online]. **47**(4), 376–391. ISSN 0014-4754, 1420-9071. Dostupné z: doi:[10.1007/BF01972080](https://doi.org/10.1007/BF01972080)
- REINHART, Kurt O. a Ragan M. CALLAWAY, 2006. Soil biota and invasive plants. *New Phytologist* [online]. **170**(3), 445–457. ISSN 1469-8137. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.2006.01715.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01715.x)
- REJMÁNEK, Marcel, 1999. Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: *Invasive Species and Biodiversity Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, s. 79–102. ISBN 0-7923-6876-2.
- REJMÁNEK, Marcel, 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology* [online]. **25**(5), 497–506. ISSN 14429985. Dostupné z: doi:[10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x](https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x)
- REJMÁNEK, Marcel a David M. RICHARDSON, 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology* [online]. **77**(6), 1655–1661. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:[10.2307/2265768](https://doi.org/10.2307/2265768)
- RICHARDSON, David M., Nicky ALLSOPP, Carla M. D'ANTONIO, Suzanne J. MILTON a Marcel REJMÁNEK, 2007. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews* [online]. **75**(1), 65–93. ISSN 14647931. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-185X.1999.tb00041.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1999.tb00041.x)
- RICHARDSON, David M. a Petr PYŠEK, 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invulnerability. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* [online]. **30**(3), 409–431. ISSN 0309-1333, 1477-0296. Dostupné z: doi:[10.1191/0309133306pp490pr](https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr)
- ROUSK, Johannes, Erland BÅÅTH, Philip C. BROOKES, Christian L. LAUBER, Catherine LOZUPONE, J. Gregory CAPORASO, Rob KNIGHT a Noah FIERER, 2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME Journal* [online]. **4**(10), 1340–1351. ISSN 1751-7362. Dostupné z: doi:[10.1038/ismej.2010.58](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.58)
- SÁDLO, Jiří, Milan CHYTRÝ a Petr PYŠEK, 2007. Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia*. **79**(4), 303–321. ISSN 0032-7786.
- SAKAI, Ann K., Fred W. ALLENDORF, Jodie S. HOLT, David M. LODGE, Jane MOLOFSKY, Kimberly A. WITH, Syndallas BAUGHMAN, Robert J. CABIN, Joel E. COHEN, Norman C. ELLSTRAND, David E. MCCAULEY, Pamela O'NEIL, Ingrid M. PARKER, John N. THOMPSON a Stephen G. WELLER, 2001. The Population Biology of

- Invasive Species. *Annual Review of Ecology and Systematics* [online]. **32**(1), 305–332. ISSN 0066-4162. Dostupné z: doi:[10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037)
- SANDERS, I. R. a A. H. FITTER, 1992. The ecology and functioning of vesicular-arbuscular mycorrhizas in co-existing grassland species. I. Seasonal patterns of mycorrhizal occurrence and morphology. *New Phytologist* [online]. **120**(4), 517–524. ISSN 0028-646X, 1469-8137. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1469-8137.1992.tb01801.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1992.tb01801.x)
- SARDANS, Jordi a Josep PEÑUELAS, 2015. Potassium: a neglected nutrient in global change: Potassium stoichiometry and global change. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **24**(3), 261–275. ISSN 1466822X. Dostupné z: doi:[10.1111/geb.12259](https://doi.org/10.1111/geb.12259)
- SEIFERT, Elizabeth K., James D. BEVER a John L. MARON, 2009. Evidence for the evolution of reduced mycorrhizal dependence during plant invasion. *Ecology* [online]. **90**(4), 1055–1062. ISSN 0012-9658. Dostupné z: doi:[10.1890/08-0419.1](https://doi.org/10.1890/08-0419.1)
- SMITH, Sally E. a D. J. READ, 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*. 3. vyd. Cambridge, Massachusetts, USA: Academic Press. ISBN 978-0-12-370526-6.
- SMITH, Melinda D., Julia C. WILCOX, Theresa KELLY a Alan K. KNAPP, 2004. Dominance not richness determines invasibility of tallgrass prairie. *Oikos* [online]. **106**(2), 253–262. ISSN 00301299, 16000706. Dostupné z: doi:[10.1111/j.0030-1299.2004.13057.x](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13057.x)
- STINSON, Kristina A, Stuart A CAMPBELL, Jeff R POWELL, Benjamin E WOLFE, Ragan M CALLAWAY, Giles C THELEN, Steven G HALLETT, Daniel PRATI a John N KLIRONOMOS, 2006. Invasive Plant Suppresses the Growth of Native Tree Seedlings by Disrupting Belowground Mutualisms. *PLoS Biology* [online]. **4**(5), e140. ISSN 1545-7885. Dostupné z: doi:[10.1371/journal.pbio.0040140](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040140)
- TER BRAAK C. J. F. a P. ŠMILAUER, 2012. *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Ithaca, USA: Microcomputer Power, URL: [www.canoco5.com]
- THEBAUD, Christophe, Adrien C. FINZI, Laurence AFFRE, Max DEBUSSCHE a Josep ESCARRE, 1996. Assessing Why Two Introduced *Conyza* Differ in Their Ability to Invade Mediterranean Old Fields. *Ecology* [online]. **77**(3), 791–804. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:[10.2307/2265502](https://doi.org/10.2307/2265502)
- THIOUB, Malamine, Nana EWUSI-MENSAH, Joseph SARKODIE-ADDO a Thomas ADJEI-GYAPONG, 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi inoculation enhances phosphorus use efficiency and soybean productivity on a Haplic Acrisol. *Soil and Tillage Research* [online]. **192**, 174–186. ISSN 01671987. Dostupné z: doi:[10.1016/j.still.2019.05.001](https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.001)
- TIMSINA, Binu, Bharat Babu SHRESTHA, Maan Bahadur ROKAYA a Zuzana MÜNZBERGOVÁ, 2011. Impact of *Parthenium hysterophorus* L. invasion on plant species composition and soil properties of grassland communities in Nepal. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* [online]. **206**(3), 233–240. ISSN 03672530. Dostupné z: doi:[10.1016/j.flora.2010.09.004](https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.09.004)
- TRIPLER, Christopher E., Sujay S. KAUSHAL, Gene E. LIKENS a M. TODD WALTER, 2006. Patterns in potassium dynamics in forest ecosystems: Patterns in potassium dynamics in forest ecosystems. *Ecology Letters* [online]. **9**(4), 451–466. ISSN 1461023X, 14610248. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2006.00891.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00891.x)



- TROUVELOT, A., J. C. FARDEAU, C. PLENCHCETT a Silvio GIANINAZZI, 1986. Nutritional balance and symbiotic expression in mycorrhizal wheat. *Physiol Veg.* **24**.
- VAN DER HEIJDEN, Marcel G. A., Francis M. MARTIN, Marc-André SELOSSE a Ian R. SANDERS, 2015. Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist* [online]. **205**(4), 1406–1423. ISSN 0028646X. Dostupné z: doi:[10.1111/nph.13288](https://doi.org/10.1111/nph.13288)
- VAN DER PUTTEN, Wim H., Mark A. BRADFORD, E. PERNILLA BRINKMAN, Tess F. J. VAN DE VOORDE a Ciska G. F. VEEN, 2016. Where, when and how plant–soil feedback matters in a changing world. *Functional Ecology* [online]. **30**(7), 1109–1121. ISSN 1365-2435. Dostupné z: doi:[10.1111/1365-2435.12657](https://doi.org/10.1111/1365-2435.12657)
- VAN KLEUNEN, Mark, Ewald WEBER a Markus FISCHER, 2010. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* [online]. **13**(2), 235–245. ISSN 1461023X, 14610248. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x)
- VARGA, Sandra a Minna.-Maarit KYTÖVIITA, 2008. Sex-specific responses to mycorrhiza in a dioecious species. *American Journal of Botany* [online]. **95**(10), 1225–1232. ISSN 0002-9122, 1537-2197. Dostupné z: doi:[10.3732/ajb.0800068](https://doi.org/10.3732/ajb.0800068)
- VILÀ, Montserrat, José L ESPINAR, Martin HEJDA, Philip E HULME, Vojtěch JAROŠÍK, John L MARON, Jan PERGL, Urs SCHAFFNER, Yan SUN a Petr PYŠEK, 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems: Ecological impacts of invasive alien plants. *Ecology Letters* [online]. **14**(7), 702–708. ISSN 1461023X. Dostupné z: doi:[10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x)
- VINTON, Mary Ann a Erin M. GOERGEN, 2006. Plant–Soil Feedbacks Contribute to the Persistence of *Bromus inermis* in Tallgrass Prairie. *Ecosystems* [online]. **9**(6), 967–976. ISSN 1432-9840, 1435-0629. Dostupné z: doi:[10.1007/s10021-005-0107-5](https://doi.org/10.1007/s10021-005-0107-5)
- WANG, B. a Y.-L. QIU, 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* [online]. **16**(5), 299–363. ISSN 0940-6360, 1432-1890. Dostupné z: doi:[10.1007/s00572-005-0033-6](https://doi.org/10.1007/s00572-005-0033-6)
- WARING, Bonnie G., Leonor ÁLVAREZ-CANSINO, Kathryn E. BARRY, Kristen K. BECKLUND, Sarah DALE, Maria G. GEI, Adrienne B. KELLER, Omar R. LOPEZ, Lars MARKESTEIJN, Scott MANGAN, Charlotte E. RIGGS, María Elizabeth RODRÍGUEZ-RONDEROS, R. Max SEGNITZ, Stefan A. SCHNITZER a Jennifer S. POWERS, 2015. Pervasive and strong effects of plants on soil chemistry: a meta-analysis of individual plant ‘Zinke’ effects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* [online]. **282**(1812), 20151001. ISSN 0962-8452, 1471-2954. Dostupné z: doi:[10.1098/rspb.2015.1001](https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1001)
- WEST, H. M., 1996. Influence of Arbuscular Mycorrhizal Infection on Competition between *Holcus Lanatus* and *Dactylis Glomerata*. *The Journal of Ecology* [online]. **84**(3), 429. ISSN 00220477. Dostupné z: doi:[10.2307/2261204](https://doi.org/10.2307/2261204)
- WESTHOFF, Victor a Eddy VAN DER MAAREL, 1978. The Braun-Blanquet Approach. In: Robert H. WHITTAKER, ed. *Classification of Plant Communities* [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, s. 287–399 [vid. 2019-07-19]. ISBN 978-90-6193-566-7. Dostupné z: doi:[10.1007/978-94-009-9183-5\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9)
- WHITE, P. J. a P. H. BROWN, 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of Botany* [online]. **105**(7), 1073–1080. ISSN 0305-7364. Dostupné z: doi:[10.1093/aob/mcq085](https://doi.org/10.1093/aob/mcq085)

WILSON, J. M. a M. J. TRINICK, 1983. Factors affecting the estimation of numbers of infective propagules of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi by the most probable number method. Australian Journal of Soil Research [online]. 21(1), 73. ISSN 0004-9573. Dostupné z: doi:10.1071/SR9830073

## Příloha A – Kolonizace kořenů pokusných rostlin

rod	invazni_status	druh	skupina	hyfy	hyfy_minus	arbuskuly	arbuskuly_minus	vezikuly	vezikuly_minus
Bidens	invazni	Bid_fro	1	92	8	88	12	30	70
Bidens	invazni	Bid_fro	2	90	10	79	21	22	78
Bidens	invazni	Bid_fro	3	83	17	78	22	27	73
Bidens	invazni	Bid_fro	4	87	13	82	18	44	56
Bidens	invazni	Bid_fro	5	83	17	74	26	61	39
Bidens	invazni	Bid_fro	6	77	23	66	34	21	79
Bidens	invazni	Bid_fro	7	84	16	83	17	37	63
Bidens	invazni	Bid_fro	8	69	31	63	37	17	83
Bidens	invazni	Bid_fro	9	88	12	80	20	50	50
Bidens	invazni	Bid_fro	10	91	9	61	39	20	80
Bidens	nativni	Bid_tri	1	97	3	97	3	35	65
Bidens	nativni	Bid_tri	2	90	0	86	4	30	60
Bidens	nativni	Bid_tri	3	98	2	97	3	57	43
Bidens	nativni	Bid_tri	4	100	0	100	0	26	74
Bidens	nativni	Bid_tri	5	98	2	97	3	24	76
Bidens	nativni	Bid_tri	6	99	1	98	2	25	75
Bidens	nativni	Bid_tri	7	99	1	99	1	33	67
Bidens	nativni	Bid_tri	8	95	5	93	7	32	68
Bidens	nativni	Bid_tri	9	96	4	92	8	34	66
Bidens	nativni	Bid_tri	10	100	0	99	1	35	65
Erigeron	nativni	Eri_acr	1	93	7	91	9	61	39
Erigeron	nativni	Eri_acr	2	84	16	84	16	25	75
Erigeron	nativni	Eri_acr	3	90	10	86	14	33	67
Erigeron	nativni	Eri_acr	4	81	19	81	19	27	73
Erigeron	nativni	Eri_acr	5	95	5	90	10	44	56
Erigeron	nativni	Eri_acr	6	84	16	84	16	71	29
Erigeron	nativni	Eri_acr	7	89	11	85	15	22	78
Erigeron	nativni	Eri_acr	8	81	19	81	19	11	89
Erigeron	nativni	Eri_acr	9	90	10	87	13	48	52
Erigeron	nativni	Eri_acr	10	81	19	74	26	20	80
Erigeron	invazni	Eri_ann	1	85	15	72	28	73	27
Erigeron	invazni	Eri_ann	2	82	18	75	25	66	34
Erigeron	invazni	Eri_ann	3	72	28	65	35	9	91
Erigeron	invazni	Eri_ann	4	70	30	61	39	20	80
Erigeron	invazni	Eri_ann	5	85	15	85	15	21	79
Erigeron	invazni	Eri_ann	6	72	28	69	31	20	80
Erigeron	invazni	Eri_ann	7	77	23	70	30	11	89
Erigeron	invazni	Eri_ann	8	92	8	90	10	16	84
Erigeron	invazni	Eri_ann	9	83	17	77	23	41	59
Erigeron	invazni	Eri_ann	10	84	16	74	26	13	87
Rumex	nativni	Rum_ace	1	14	86	3	97	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	2	11	89	2	98	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	3	9	91	2	98	1	99
Rumex	nativni	Rum_ace	4	13	87	4	96	1	99
Rumex	nativni	Rum_ace	5	18	82	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	6	15	85	1	99	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	7	10	90	2	98	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	8	14	86	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	9	9	91	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	10	8	92	1	99	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	1	10	90	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	2	7	93	2	98	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	3	29	71	2	98	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	4	14	86	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	5	32	68	1	99	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	6	16	84	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	7	11	89	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	8	24	76	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	9	18	82	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	10	15	85	0	100	0	100

rod	invazni_status	druh	skupina	oomycety	oomycety_minus	jine_struktury	jine_struktury_minus
Bidens	invazni	Bid_fro	1	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	2	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	3	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	4	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	5	2	98	2	98
Bidens	invazni	Bid_fro	6	0	100	8	92
Bidens	invazni	Bid_fro	7	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	8	0	100	0	100
Bidens	invazni	Bid_fro	9	0	100	1	99
Bidens	invazni	Bid_fro	10	0	100	8	92
Bidens	nativni	Bid_tri	1	0	100	1	99
Bidens	nativni	Bid_tri	2	0	90	1	89
Bidens	nativni	Bid_tri	3	0	100	2	98
Bidens	nativni	Bid_tri	4	0	100	0	100
Bidens	nativni	Bid_tri	5	1	99	1	99
Bidens	nativni	Bid_tri	6	0	100	0	100
Bidens	nativni	Bid_tri	7	0	100	1	99
Bidens	nativni	Bid_tri	8	1	99	2	98
Bidens	nativni	Bid_tri	9	0	100	0	100
Bidens	nativni	Bid_tri	10	0	100	1	99
Erigeron	nativni	Eri_acr	1	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	2	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	3	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	4	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	5	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	6	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	7	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	8	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	9	0	100	0	100
Erigeron	nativni	Eri_acr	10	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	1	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	2	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	3	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	4	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	5	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	6	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	7	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	8	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	9	0	100	0	100
Erigeron	invazni	Eri_ann	10	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	1	0	100	1	99
Rumex	nativni	Rum_ace	2	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	3	0	100	2	98
Rumex	nativni	Rum_ace	4	0	100	1	99
Rumex	nativni	Rum_ace	5	2	98	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	6	1	99	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	7	2	98	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	8	0	100	0	100
Rumex	nativni	Rum_ace	9	0	100	2	98
Rumex	nativni	Rum_ace	10	0	100	1	99
Rumex	invazni	Rum_alp	1	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	2	0	100	0	100
Rumex	invazni	Rum_alp	3	0	100	16	84
Rumex	invazni	Rum_alp	4	0	100	3	97
Rumex	invazni	Rum_alp	5	0	100	8	92
Rumex	invazni	Rum_alp	6	0	100	12	88
Rumex	invazni	Rum_alp	7	0	100	6	94
Rumex	invazni	Rum_alp	8	0	100	8	92
Rumex	invazni	Rum_alp	9	0	100	12	88
Rumex	invazni	Rum_alp	10	0	100	8	92

rod	invazni_status	druh	skupina	hyfy	hyfy_minus	arbuskuly	arbuskuly_minus	vezikuly	vezikuly_minus
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	1	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	2	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	3	0	93	0	93	0	93
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	4	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	5	9	91	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	6	7	93	5	95	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	7	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	8	2	98	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	9	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	10	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	1	2	98	1	99	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	2	0	70	0	70	0	70
Sisymbrium	nativni	Sis_off	3	2	98	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	4	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	5	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	6	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	7	0	86	0	86	0	86
Sisymbrium	nativni	Sis_off	8	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	9	0	100	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	10	0	100	0	100	0	100

rod	invazni_status	druh	skupina	oomycety	oomycety_minus	jine_struktury	jine_struktury_minus
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	1	0	100	1	99
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	2	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	3	0	93	0	93
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	4	0	100	1	99
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	5	0	100	5	95
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	6	0	100	3	97
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	7	0	100	5	95
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	8	0	100	0	100
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	9	0	100	1	99
Sisymbrium	invazni	Sis_loe	10	0	100	1	99
Sisymbrium	nativni	Sis_off	1	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	2	0	70	0	70
Sisymbrium	nativni	Sis_off	3	0	100	1	99
Sisymbrium	nativni	Sis_off	4	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	5	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	6	0	100	0	100
Sisymbrium	nativni	Sis_off	7	0	86	0	86
Sisymbrium	nativni	Sis_off	8	0	100	1	99
Sisymbrium	nativni	Sis_off	9	0	100	2	98
Sisymbrium	nativni	Sis_off	10	0	100	0	100

## Příloha B – Vlastnosti substrátu

rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	nadzem_biomasa	pH_akt	pH_akt_kulti_kontrola
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	26,6095	7,75	0,966936993137866
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	23,4806	7,87	0,981908920773549
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	25,4267	7,9	0,98565190268247
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	27,0279	7,89	0,984404242046163
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	29,678	7,97	0,994385527136619
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	28,2305	7,9	0,98565190268247
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	12,209	7,89	0,984404242046163
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	15,0939	7,93	0,989394884591391
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	11,1113	7,87	0,981908920773549
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	11,8334	7,88	0,983156581409856
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	16,1907	7,91	0,986899563318777
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	15,1072	7,94	0,990642545227698
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	4,3017	7,92	0,988147223955084
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	4,6779	7,97	0,994385527136619
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	5,0301	7,94	0,990642545227698
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	4,9228	7,91	0,986899563318777
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	5,8102	7,95	0,991890205864005
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	5,1679	7,99	0,996880848409233
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	13,2742	7,97	0,994385527136619
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	13,6431	7,92	0,988147223955084
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	13,5203	7,88	0,983156581409856
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	12,4239	7,89	0,984404242046163
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	11,7178	7,91	0,986899563318777
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	12,434	7,9	0,98565190268247
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	10,942	7,88	0,983156581409856
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	11,3474	7,91	0,986899563318777
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	9,9624	7,96	0,993137866500312
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	11,3197	7,94	0,990642545227698
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	12,2447	7,94	0,990642545227698
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	11,2864	7,96	0,993137866500312
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	8,9326	7,97	0,994385527136619
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	8,8917	7,96	0,993137866500312
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	9,7187	8,02	1,00062383031815
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	8,4048	7,93	0,989394884591391
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	10,415	7,79	0,971927635683094
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	8,803	7,89	0,984404242046163
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	5,1749	7,86	0,987643979057592
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	6,0021	7,85	0,986387434554974
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	5,2519	7,89	0,991413612565445
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	4,6837	7,82	0,982617801047121
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	4,5682	7,84	0,985130890052356
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	3,7375	7,95	0,998952879581152
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	5,5535	7,93	0,996439790575917
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	5,4447	7,85	0,986387434554974
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	5,626	7,82	0,982617801047121
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	5,6177	7,83	0,983874345549739
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	5,6088	7,92	0,995183246073299
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	5,2655	7,92	0,995183246073299
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1 NA		7,91 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2 NA		7,9 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3 NA		8,02 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4 NA		7,9 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5 NA		7,99 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6 NA		8,03 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1 NA		8,02 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2 NA		8,02 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3 NA		7,98 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4 NA		8,09 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5 NA		7,93 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6 NA		8,05 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1 NA		7,75 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2 NA		7,72 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3 NA		7,76 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4 NA		7,82 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5 NA		7,8 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6 NA		7,78 NA	

## Příloha B – Vlastnosti substrátu

rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	pH_vym	pH_vym_kulti_kontrola	N	N_kulti_kontrola
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	7,7	0,980475382003396	0,06	0,899999999999995
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	7,82	0,995755517826825	0,06	0,899999999999995
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	7,77	0,989388794567063	0,07	1,05
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	7,79	0,991935483870968	0,09	1,349999999999999
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	7,76	0,988115449915111	0,08	1,199999999999999
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	7,82	0,995755517826825	0,09	1,349999999999999
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	7,76	0,988115449915111	0,07	1,05
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	7,79	0,991935483870968	0,06	0,899999999999995
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	7,76	0,988115449915111	0,07	1,05
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	7,82	0,995755517826825	0,05	0,749999999999996
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	7,81	0,994482173174873	0,09	1,349999999999999
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	7,79	0,991935483870968	0,1	1,499999999999999
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	7,78	0,990662139219016	0,08	1,199999999999999
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	7,81	0,994482173174873	0,1	1,499999999999999
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	7,84	0,998302207130731	0,07	1,05
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	7,84	0,998302207130731	0,07	1,05
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	7,82	0,995755517826825	0,05	0,749999999999996
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	7,85	0,999575551782683	0,06	0,899999999999995
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	7,86	1,00084889643464	0,07	1,05
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	7,79	0,991935483870968	0,08	1,199999999999999
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	7,83	0,997028862478778	0,11	1,649999999999999
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	7,8	0,993208828522921	0,1	1,499999999999999
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	7,82	0,995755517826825	0,1	1,499999999999999
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	7,77	0,989388794567063	0,11	1,649999999999999
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	7,85	0,999575551782683	0,07	1,05
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	7,79	0,991935483870968	0,08	1,199999999999999
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	7,86	1,00084889643464	0,07	1,05
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	7,84	0,998302207130731	0,09	1,349999999999999
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	7,85	0,999575551782683	0,07	1,05
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	7,85	0,999575551782683	0,08	1,199999999999999
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	7,85	0,999575551782683	0,09	1,349999999999999
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	7,84	0,998302207130731	0,06	0,899999999999995
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	7,8	0,993208828522921	0,06	0,899999999999995
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	7,84	0,998302207130731	0,06	0,899999999999995
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	7,8	0,993208828522921	0,07	1,05
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	7,85	0,999575551782683	0,09	1,349999999999999
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	7,81	0,994693271067713	0,04	0,727272727272727
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	7,82	0,995966886011462	0,05	0,909090909090909
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	7,86	1,00106134578646	0,06	1,090909090909090
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	7,78	0,990872426236467	0,05	0,909090909090909
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	7,82	0,995966886011462	0,05	0,909090909090909
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	7,78	0,990872426236467	0,07	1,272727272727272
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	7,83	0,997240500955211	0,08	1,454545454545454
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	7,83	0,997240500955211	0,07	1,272727272727272
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	7,82	0,995966886011462	0,04	0,727272727272727
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	7,81	0,994693271067713	0,07	1,272727272727272
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	7,87	1,00233496073021	0,11	2
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	7,79	0,992146041180216	0,08	1,454545454545454
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1	7,86 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2	7,87 NA			0,03 NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3	7,82 NA			0,07 NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4	7,84 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5	7,84 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6	7,88 NA			0,05 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1	7,86 NA			0,03 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2	7,87 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3	7,86 NA			0,09 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4	7,84 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5	7,82 NA			0,07 NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6	7,87 NA			0,09 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1	7,7 NA			0,06 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2	7,71 NA			0,09 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3	7,69 NA			0,07 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4	7,69 NA			0,09 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5	7,69 NA			0,05 NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6	7,69 NA			0,07 NA

rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	C	C_kulti_kontrola	Ca_vym	Ca_vym_kulti_kontrola
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	0,93	0,91776315789474	1949	1,16393184817726
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	0,97	0,957236842105266	1654,52	0,98807004691957
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	1,04	1,02631578947369	1716,56	1,02511998630434
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	1,27	1,25328947368421	1490,79	0,890291410951349
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	1,17	1,1546052631579	1501,22	0,896520148343082
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	1,59	1,56907894736843	1635,99	0,977004035043364
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	1,03	1,01644736842106	1617,48	0,965949967054775
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	1,01	0,996710526315793	1528,3	0,912692172175119
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	1,05	1,03618421052632	1572,52	0,939100107694051
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	0,88	0,868421052631582	1601,43	0,956364997242951
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	1,31	1,29276315789474	1586,16	0,94724583904815
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	1,52	1,5	1747,19	1,04341205018821
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	1,4	1,38157894736843	1602,28	0,95687261246663
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	1,44	1,42105263157895	1604,81	0,958383514250051
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	1,11	1,09539473684211	1660,62	0,991712932642444
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	1,09	1,07565789473685	1688,91	1,00860756167525
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	0,83	0,819078947368424	1629,9	0,973367121264298
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	0,91	0,898026315789477	1451,84	0,867030689819227
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	1,23	1,21381578947369	1749,2	1,04461241089362
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	1,25	1,23355263157895	1732,27	1,03450191002669
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	1,32	1,30263157894737	1670,19	0,99742808286669
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	1,25	1,23355263157895	1639,23	0,978938944837153
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	1,23	1,21381578947369	1599,2	0,955033253773769
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	1,44	1,42105263157895	1578,89	0,942904235899741
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	1,13	1,11513157894737	1528,3	0,912692172175119
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	1,3	1,28289473684211	1441,99	0,861148325168357
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	0,92	0,907894736842108	1488,93	0,889180629403063
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	1,3	1,28289473684211	1558,05	0,93045870500389
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	1,13	1,11513157894737	1608,49	0,960581189571392
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	1,1	1,08552631578948	1393,21	0,832017183272982
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	1,34	1,32236842105264	1448,37	0,864958425317855
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	1	0,986842105263161	1302,43	0,777803877384048
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	0,94	0,927631578947371	1207,84	0,72131526090427
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	0,97	0,957236842105266	1432,35	0,855391371337455
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	0,99	0,976973684210529	1674,13	0,999781028727039
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	1,24	1,22368421052632	1759,77	1,05092475549867
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	0,76	0,784853700516351	1417,52	0,856951994236687
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	0,85	0,877796901893288	1384,23	0,836826753049163
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	1,16	1,19793459552496	1516,94	0,91705567338549
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	0,91	0,939759036144579	1585,25	0,958352015395697
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	0,75	0,774526678141136	1702,32	1,02912588099568
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	1,14	1,17728055077453	1719,79	1,03968724968135
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	1,3	1,34251290877797	1519,84	0,918808848496449
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	1,07	1,10499139414802	1689,52	1,02138772878179
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	0,77	0,795180722891567	1779,76	1,0759417018897
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	1,01	1,04302925989673	1658,33	1,00253202819186
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	1,64	1,69363166953528	1641,2	0,992176204174368
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	1,1	1,13597246127367	1541,69	0,932018116142811
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1	1,1	NA	1735,93	NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2	0,51	NA	1702,48	NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3	1,18	NA	1701,05	NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4	1,11	NA	1569,54	NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5	0,95	NA	1690,96	NA
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6	0,96	NA	1524,89	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1	0,6	NA	1885,75	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2	0,94	NA	1643,43	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3	1,26	NA	1819,92	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4	1	NA	1662,39	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5	0,99	NA	1421,67	NA
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6	1,29	NA	1613,82	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1	0,82	NA	1350,08	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2	1,21	NA	1229,55	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3	1	NA	1468,72	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4	1,23	NA	1232,47	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5	0,7	NA	1062,18	NA
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6	1,13	NA	1213,13	NA



rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	Mg_vym	Mg_vym_kulti_kontrola	K_vym	K_vym_kulti_kontrola
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	186,74	1,18115117014548	76,21	1,31328623125969
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	172,36	1,09019607843137	66,57	1,14716525934861
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	165,7	1,04807084123972	59,18	1,01981733586076
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	159,06	1,00607210626186	58,46	1,00740996036533
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	166,96	1,05604048070841	63,06	1,08667930380838
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	165,54	1,04705882352941	68,39	1,17852834740651
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	158,99	1,0056293485136	51,59	0,889022919179735
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	151,07	0,955534471853257	52,38	0,90263656729278
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	163,41	1,03358633776091	56,41	0,972083405135275
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	163,72	1,03554712207464	58,58	1,00947785628123
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	168,03	1,06280834914611	58,13	1,00172324659659
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	178,86	1,13130929791271	60,79	1,04756160606583
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	166,57	1,05357368753953	60,65	1,0451490608306
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	166,07	1,05041113219481	53,45	0,921075305876271
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	170,84	1,08058191018343	53,54	0,9226262278132
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	181,02	1,1449715370019	58,48	1,00775460968465
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	167,77	1,06116382036686	53,58	0,923315526451835
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	151,4	0,957621758380772	52,95	0,912459072893331
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	152,88	0,966982922201139	42,66	0,735136998104429
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	162,11	1,02536369386464	52,03	0,896605204204722
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	172,04	1,08817204301075	58,03	1
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	174,85	1,10594560404807	47,87	0,824918145786662
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	160,17	1,01309297912713	43,22	0,744787179045321
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	151,17	0,956166982922201	41,4	0,71342409098742
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	146,73	0,928083491461101	76,82	1,32379803549888
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	144,37	0,913156230234029	76,37	1,31604342581423
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	144,17	0,911891208096142	86,22	1,48578321557815
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	156,81	0,991840607210626	85,84	1,47923487851111
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	165,05	1,04395951929159	91,95	1,58452524556264
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	138,81	0,877988614800759	80,69	1,39048767878683
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	153,06	0,968121442125237	64,91	1,11855936584525
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	132,51	0,838140417457305	52,69	0,907978631742202
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	125,73	0,795256166982922	48,8	0,84094433913493
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	152,02	0,961543327008223	58,93	1,01550921936929
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	170,42	1,07792536369386	72,75	1,25366189901775
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	181,06	1,14522454142948	82,1	1,41478545579872
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	138,43	0,921924255205792	129,71	1,35189688715953
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	143,32	0,954490964791548	122,61	1,2778974430239
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	156,96	1,0453314389735	136,34	1,42099777654252
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	160,03	1,06577720552325	144,07	1,50156336853808
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	157,25	1,04726279802868	158,03	1,64706086714842
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	159,93	1,06511121964215	146,76	1,52959977765425
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	129,16	0,860187364027884	118,92	1,23943857698721
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	152,32	1,01442969409049	140,9	1,46852418010006
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	155,12	1,03307729876127	150,47	1,56826709282935
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	147,44	0,981929583092841	136,07	1,41818371317399
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	144,92	0,965146738889138	124,65	1,29915925514175
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	139,68	0,930249078719533	113,22	1,1800305725403
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1	165,31 NA		105,49 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2	155,26 NA		105,55 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3	152,66 NA		98,27 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4	141,65 NA		88,84 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5	147,06 NA		95,9 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6	138,98 NA		81,63 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1	183,36 NA		67 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2	155,37 NA		59,43 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3	172,01 NA		61,34 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4	152,68 NA		55,22 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5	134,98 NA		47,78 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6	150,2 NA		57,41 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1	115,85 NA		296,68 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2	98,92 NA		263,59 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3	122,76 NA		310,3 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4	101,38 NA		269,78 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5	87,29 NA		245,26 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6	103,97 NA		286 NA	

rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	P_vym	P_vym_kulti_kontrola	P_celk	P_celk_kulti_kontrola
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	29,76	0,896070657901339	191,59	0,902130665097116
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	29,63	0,892156370753248	207,76	0,978269570335491
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	29,12	0,876800321172278	227,49	1,0711712772219
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	25,46	0,76659808300296	172,91	0,814173042966451
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	26,52	0,798514578210467	224,41	1,05666862860506
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	26,61	0,801224469312992	267,1	1,25768098881695
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	25,85	0,778340944447232	197,52	0,930052972336669
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	29	0,873187133035579	270,76	1,27491465567981
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	28,22	0,849701410147036	204,59	0,963343143025309
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	22,74	0,684699151904451	166,22	0,782672160094173
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	26,15	0,787373914788979	177,4	0,835314891112419
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	26,74	0,805138756461082	253,38	1,19307828134197
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	31,97	0,962613539418878	226,91	1,06844025897587
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	30,8	0,927384955086063	259,18	1,22038846380224
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	30,76	0,926180559040497	217,13	1,02238964096527
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	32,22	0,970141014703667	251,85	1,18587404355503
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	32,01	0,963817935464444	231,32	1,08920541494997
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	32,45	0,977066291965674	234,33	1,10337845791642
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	20,19	0,607918903999598	226,08	1,06453207769276
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	31	0,933406935313895	239,33	1,12692171865803
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	33,1	0,996637727706126	245,84	1,15757504414361
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	32,35	0,974055301851758	232,06	1,09268981753973
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	34,19	1,02945751994781	212,18	0,999081812831077
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	30,07	0,905404727254478	233,76	1,10069452619188
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	33,06	0,995433331660056	203,02	0,955950559152443
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	33,57	1,01078938124153	219,88	1,03533843437316
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	34,71	1,04511466854017	157,76	0,742836962919364
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	33,13	0,997541024740301	170,84	0,804426133019423
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	32,61	0,981883876147939	174,82	0,823166568569747
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	31,37	0,944547598735383	195,14	0,918846380223661
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	30,05	0,904802529231695	205,61	0,968145968216598
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	31,48	0,94785968786069	163,84	0,771465567981165
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	28,89	0,869875043910272	204,44	0,962636845203061
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	26,81	0,807246449540823	155,11	0,73035903472631
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	27,51	0,828323380338234	190,23	0,895726898175397
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	30,71	0,924675063983539	187,85	0,88452030606239
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	33,11	0,975640899715155	131,65	0,69370405824339
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	30,12	0,88753560553973	215,51	1,13558801057374
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	31,04	0,914644926824476	254,64	1,34177593156929
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	27,71	0,816520970435123	147,35	0,77643215330166
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	29,12	0,858068951969354	205,63	1,08352727304663
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	27,1	0,798546311757194	211,42	1,11403655141525
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	29,95	0,882526274432766	182,02	0,959118972134158
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	31,36	0,924074255966996	162,79	0,857790228951322
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	35,18	1,03663687260583	181,47	0,95622085415441
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	32,63	0,961496906001374	177,54	0,935512483862754
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	31,13	0,91729692564581	218,52	1,15144861988109
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	30,61	0,901974265789214	213,61	1,12557633028007
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1	33,08 NA		230,8 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2	35,98 NA		184,9 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3	36 NA		211,33 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4	32,52 NA		175,73 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5	34,49 NA		163,4 NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6	31,55 NA		172,51 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1	34,2 NA		198,12 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2	35,15 NA		207,38 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3	34,29 NA		223,36 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4	30,73 NA		244,49 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5	31,34 NA		170,28 NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6	33,56 NA		230,62 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1	41,27 NA		170,54 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2	38,94 NA		226,74 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3	41,22 NA		139,69 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4	40,22 NA		97,09 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5	38,21 NA		115,82 NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6	40,09 NA		206,88 NA	

rod	invazni_status	druh	nekultivovany_substrat	skupina	MPN	MPN_kulti_kontrola	MIP	MIP_kulti_kontrola	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	1	7	23,33333333333333	38,6	8,23027718550107	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	2	13	43,33333333333333	37,17	7,92537313432836	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	3	160	533,3333333333333	45,5	9,70149253731343	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	4	43	143,3333333333333	45	9,59488272921109	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	5	35	116,6666666666667	38,5	8,2089552238806	
Bidens	invazni	BID_FRO	NA	6	35	116,6666666666667	41,13	8,76972281449893	
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	1	13	43,33333333333333	46,13	9,83582089552239	
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	2	28	93,33333333333333	43,9	9,36034115138593	
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	3	92	306,6666666666667	53,3	11,36460554371	
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	4	21		70	50,5	10,7675906183369
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	5	24		80	53,67	11,4434968017058
Bidens	nativni	BID_TRI	NA	6	6,4	21,33333333333333	33,88	7,22388059701493	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	1	29	96,6666666666667	23,25	4,95735607675906	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	2	19	63,33333333333333	26,9	5,73560767590618	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	3	28	93,33333333333333	11,1	2,36673773987207	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	4	70	233,3333333333333	29,1	6,2046908315565	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	5	23	76,6666666666667	16,75	3,57142857142857	
Erigeron	nativni	ERI_ACR	NA	6	0,93		3,1	9	1,91897654584222
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	1	24		80	23,1	4,92537313432836
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	2	54		180	32	6,82302771855011
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	3	3,5	11,66666666666667	31,5	6,71641791044776	
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	4	0,92	3,06666666666667	17	3,62473347547974	
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	5	110	366,6666666666667	28,5	6,07675906183369	
Erigeron	invazni	ERI_ANN	NA	6	140	466,6666666666667	44,3	9,4456289978678	
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	1	0,48		1,6	10,25	2,18550106609808
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	2	2	6,66666666666667	4,4	0,93816631130064	
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	3	0,26	0,86666666666667	9,5	2,02558635394456	
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	4	0,33		1,1	13	2,77185501066098
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	5	0,78		2,6	3,4	0,724946695095949
Rumex	nativni	RUM_ACE	NA	6	0,33		1,1	4,5	0,959488272921109
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	1	0,41	1,36666666666667	2,6	0,554371002132196	
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	2	1,3	4,33333333333333	24,13	5,14498933901919	
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	3	0,37	1,23333333333333	4,9	1,04477611940299	
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	4	0,5	1,66666666666667	7,9	1,68443496801706	
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	5	1,1	3,66666666666667	8,5	1,81236673773987	
Rumex	invazni	RUM_ALP	NA	6	0,26	0,86666666666667	2,3	0,490405117270789	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	1	1,4	1,27272727272727	19,38	2,0103734439834	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	2	0,49	0,445454545454545	4	0,4149377593361	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	3	0,7	0,636363636363636	8,2	0,850622406639004	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	4	0,37	0,336363636363636	0,8	0,08298755186722	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	5	0,49	0,445454545454545	2,3	0,238589211618257	
Sisymbrium	invazni	SIS_LOE	NA	6	1,3	1,181818181818181	7,9	0,819502074688797	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	1	0,26	0,236363636363636	6	0,622406639004149	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	2	3,7	3,363636363636363	15,1	1,56639004149378	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	3	0,23	0,209090909090909	0,63	0,065352697095436	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	4	4,6	4,181818181818181	3,8	0,394190871369295	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	5	0,17	0,154545454545455	11,3	1,17219917012448	
Sisymbrium	nativni	SIS_OFF	NA	6	1,4	1,272727272727272	11,1	1,15145228215768	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	1	0,92	NA	8,38	NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	2	1,2	NA	4,7	NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	3	2	NA	21,25	NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	4	1,6	NA	14	NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	5	0,82	NA	7	NA	
NA	NA	NA	kontrola_pro_Sisymbrium	6	0,09	NA	2,5	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	1	0,17	NA	6,5	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	2	0,33	NA	4	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	3	0,49	NA	5,5	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	4	0,24	NA	2,3	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	5	0,31	NA	1,13	NA	
NA	NA	NA	kontrola_ostatni	6	0,27	NA	8,7	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	1	0,54	NA	2	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	2	0,46	NA	4,7	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	3	1,3	NA	4,75	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	4	0,44	NA	5	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	5	0,45	NA	5,1	NA	
NA	NA	NA	substrat_pred_kultivaci	6	0,49	NA	2,2	NA	