

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Vegetační změny v porostu třtiny křovištní po introdukci
poloparazitů**

Bc. Tomáš Ritzka

Diplomová práce předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

Jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: Mgr. Jan Mládek Ph.D.

Olomouc 2016

Ritzka T. (2016) Vegetační změny v porostu třtiny křovištní po introdukci poloparazitů.

Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 61s., v češtině.

Abstrakt

Degradace či úplná ztráta původní diverzity travino-bylinných porostů způsobená expanzí kompetičně silných druhů trav si žádá nalezení levné a ekologicky šetrné metody k jejich potlačení. Cílem tohoto výzkumu bylo odhalit dlouhodobé změny ve složení travino-bylinné vegetace s dominancí třtiny křovištní po introdukci třech druhů poloparazitů rodu kokrhel (*Rhinanthus*). Bylo testováno, zda introdukce poloparazitů sníží dominanci třtiny křovištní a prospěje jiným rostlinným druhům. Zároveň bylo sledováno, jak tyto výsevy změní vlhkostní a teplotní režim stanoviště.

K pokusu bylo využito ploch výsypky lomu firmy Gypstrend Koberice, které byly na jaře roku 2013 prvně posečeny a v osmi blocích experimentálně osety šesti variantami výsevu bobovitých rostlin. V říjnu 2013 byl proveden výsev každého druhu kokrhele vždy do jedné čtvrtiny všech 48 původních ploch. V následujících třech sezónách (2014-2016) byly na všech 192 dílčích plochách velikosti 1 m² (144 s výsevem kokrhelů, 48 kontrolních) prováděny odběry nadzemní biomasy. Vzorky byly roztříděny zvlášť do čtyř skupin (biomasy třtiny, kokrhele, bobovitých a zbytku), poté usušeny a zváženy. V posledním roce bylo v polovině července na všech 192 plochách zaznamenáno kompletní druhové složení vegetace a odhadnuty proporce jednotlivých druhů v biomase. Vliv výsevu kokrhele na biomasu čtyř skupin rostlin a počet druhů na plochách byl vyhodnocen použitím lineárních modelů se smíšenými efekty. Mnohorozměrnou technikou (RDA) byly analyzovány rozdíly ve složení rostlinných společenstev s výsevem kokrhelů a bez něj.

Analýzy ukázaly signifikantní pokles produkce nadzemní biomasy třtiny i celkové produkce společenstva vlivem výsevu každého druhu kokrhel. Avšak pouze plochy s kokrhel větším hostily po třech sezónách experimentu významně vyšší počet druhů než plochy kontrolní. Kokrheli pozměněná společenstva byla složena zejména z lučních druhů rostlin, naproti tomu kontrolní plochy tvořila spíše společenstva ruderalních druhů rostlin s dřevinami.

V souhrnu lze říci, že všechny použité druhy rodu kokrhel jsou potenciálně vhodné pro potlačení expanzní třtiny křovištní. Výsledky této práce potvrzují možnost využití poloparazitických rostlin jako rychlý a účinný nástroj ekologické obnovy degradovaných lučních společenstev.

Klíčová slova: bobovité, ekologie obnovy, kokrhel, mikroklimatická měření, post-industriální plochy

Ritzka T. (2016) Vegetation changes in stand of *Calamagrostis epigejos* after introduction of hemiparasites. MSc. thesis, Department of Ecology & Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 61pp., in Czech.

Abstract

Grassland degradation and plant species loss caused by expansion of strong grass competitors deserves development of cheap and eco-friendly methods for their suppression. The aim of this research was to reveal long-term changes in plant species composition of vegetation dominated by *Calamagrostis epigejos* after introduction of three hemiparasite species from genus *Rhinanthus*. We tested whether introduction of hemiparasites will decrease *Calamagrostis* dominance and support other plant species. Simultaneously, we monitored how these introductions alter moisture and temperature regime of the stands.

For this experiment we used plots situated in quarry dumps of Gypstrend Kobeřice Ltd, which were first cut in spring 2013 and sown in eight blocks with six variants of legume seed mixtures. In October 2013 we sowed each of three *Rhinanthus* species into one quarter of all 48 original plots. In following three seasons (2014-2016) we sampled grassland biomass from all 192 subplots having 1 m² in size (144 sown with *Rhinanthus*, 48 control ones). Biomass samples were further separated into four groups (*Calamagrostis*, *Rhinanthus*, Fabaceae and remainder), air-dried and weighed. Last year we recorded complete plant species composition and estimated species biomass proportions in all 192 subplots in mid July. Regarding data analysis, effect of *Rhinanthus* introduction on biomass of four plant groups was analysed with linear mixed-effect models. Further, multivariate technique (RDA) was used to detect

differences in vegetation composition between plots treated and not-treated with *Rhinanthus*.

Statistical analyses showed significant decrease of *Calamagrostis* as well as total biomass production of grassland community after introduction of each *Rhinanthus* species. However, only plots treated with *Rhinanthus major* hosted after three seasons of the experiment significantly more species than control plots. *Rhinanthus*-modified communities were composed mainly from typical meadow plant species while control plots contained rather ruderals and woody species.

In summary, we can conclude that all three *Rhinanthus* species are potentially suitable for suppression of expansive *Calamagrostis epigejos*. Results of this study confirm the possibility to use hemiparasites as a quick and efficient tool in ecological restoration of degraded grassland communities.

Keywords: legumes, restoration ecology, *Rhinanthus*, microclimatic measurements, post-industrial sites

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vytvořil samostatně pod vedením Mgr. Jana Mládka Ph.D. a jen s použitím citovaných pramenů.

V Olomouci 12. prosince 2016

.....

Obsah

Seznam tabulek.....	ix
Seznam obrázků.....	x
Seznam příloh.....	xi
Poděkování.....	xii
1 Úvod.....	13
1.1 Problematika obnovy druhové rozmanitosti lučních společenstev.....	13
1.2 Cíle práce.....	15
2 Teorie.....	16
2.1 Spontánní sukcese na výsypkách lomů.....	16
2.2 Odstraňování expanzních / invazních druhů rostlin.....	17
2.2.1 Problematika expanze třtiny křovištní a možnosti její eliminace.....	17
2.3 Význam jetelovin pro zlepšení úrodnosti půdy.....	18
2.4 Využití poloparazitů na podporu druhové rozmanitosti lučních společenstev.....	19
3 Materiál a metody.....	22
3.1 Lokalita: abiotické podmínky a vegetace.....	22
3.1.1 Design experimentu.....	22
4 Analýza dat.....	25
4.1 Změny proporce biomasy třtiny křovištní, bobovitých a ostatních druhů.....	25
4.2 RDA analýza fytoocenologických dat.....	25
4.3 Vyhodnocení mikroklimatických podmínek.....	25
5 Výsledky.....	27
5.1 Vegetační změny.....	27
6 Diskuze.....	34
6.1 Vegetační změny po introdukci bobovitých rostlin a poloparazitů.....	34
6.1.1 Potlačení expanze třtiny.....	34
6.1.2 Interakce bobovitých v komunitě poloparazitů a třtiny.....	35
6.1.3 Biomasa kokrhelů.....	35
6.1.4 Druhová diverzita.....	36
6.2 Změny teplotního a vlhkostního režimu stanoviště.....	38
7 Závěr.....	40
8 Citace.....	42
9 Přílohy.....	52

Seznam tabulek

Tabulka 1 Váha vyšetých semen kokrhelů a hmotnost tisíce semen jednotlivých druhů 23

Tabulka 2 Harmonogram sběru dat..... 23

Seznam obrázků

- Obrázek 1 Rozdělení výsevu jednotlivých druhů kokrhelů, kdy červené římské číslice rozdělují původní čtyřmetrové plochy (I kontrola, II jetel bez bakterií, III jetel s bakteriemi, IV tollice bez bakterií, V tollice s bakteriemi, VI samostatné bakterie), arabské číslice rozdělují nové typy zásahů..... 23
- Obrázek 2 Změny biomasy třtiny v nových typech zásahů. R.major - kokrhel větší, R.minor - kokrhel menší, R.alecto. - kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$ 27
- Obrázek 3 Změny celkové biomasy. R.major - kokrhel větší, R.minor - kokrhel menší, R.alecto. - kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$ 28
- Obrázek 4 Změny produkce biomasy kokrhelů v letech 2014, 2015 a 2016. Body uprostřed úseček představují průměr a úsečky střední chybu průměru (SE). 29
- Obrázek 5 Změny biomasy bobovitých R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy 30
- Obrázek 6 Změny biomasy ostatních druhů (druhy nezařazené ani do jedné ze skupin kokrhelů, bobovitých a třtiny). R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy 31
- Obrázek 7 Počet nevysetych druhů v roce 2016. R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$ 32
- Obrázek 8 Výsledek analýzy RDA rozdílů druhového složení ploch po výsevu tří druhů kokrhelů. Zobrazeny druhy, které nejlépe fitovaly modelu. První dvě kanonické osy vysvětlují 6,1% variability druhových dat 33

Seznam příloh

Příloha 1 Nalezené druhy rostlin v roce 2013 a 2016 (nomenklatura dle práce Kubát et al.2002)	52
Příloha 2 Biomasa třtiny v původních typech zásahů v letech 2014, 2015 a 2016. Původní typy zásahů: I kontrola, II jetel bez bakterií, III jetel s bakteriemi, IV tolíce bez bakterií, V tolíce s bakteriemi, VI samostatné bakterie. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy.....	55
Příloha 3 Výstup snímaných teplot 10cm nad povrchem půdy. R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec.....	56
Příloha 4 Výstup snímaných teplot na povrchu půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec	56
Příloha 5 Výstup snímaných teplot 12cm pod povrchem půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec.....	57
Příloha 6 Výstup snímané vlhkosti půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec	57
Příloha 7 Satelitní snímek sádrovcového lomu Kobeřice. Červený obrys značí místo umístění experimentálních ploch. Oranžový obrys ohraničuje nejbližší druhově bohatou vegetaci. (GeoPortal 2015[online]).	58
Příloha 8 Skutečné rozvržení pokusných ploch v terénu (GeoPortal 2015[online]).	58
Příloha 9 Výzkumný blok s kvetoucím kokrhelem luštincem	59
Příloha 10 Čtyři typy zásahů: Vlevo nahoře - kvetoucí kokrhel luštinec, vpravo nahoře - kvetoucí kokrhel menší, vlevo dole - pozdní fenotyp kokrhele většího, vpravo dole – kontrola.	59
Příloha 11 Různé typy zásahů v létě roku 2015.....	60
Příloha 12 Odběr nadzemní vegetace vytyčovacím čtvercem 0,09m ²	60
Příloha 13 Hustý porost nevysévaného jetele zvrhlého (<i>Trifolium hybridum</i>) roce 2014.....	61
Příloha 14 Mikroklimatické snímače ve vegetaci invazního turanu ročního (<i>Erigeron annuus</i>).	61

Poděkování

Velké díky patří vedoucímu práce Mgr. Honzovi Mládkovi Ph.D. za veškerou pomoc, cenné rady a trpělivost. Dále bych rád poděkoval Mgr. Martinu Bitomskému za pomoc při statistickém hodnocení dat, kolegům a studentům za pomoc v terénu. V neposlední řadě bych také rád poděkoval celé mé rodině za finanční a hlavně duševní podporu během mých studií. Předložená diplomová práce byla financována z projektu GAČR 14-26779P.

1 Úvod

1.1 Problematika obnovy druhové rozmanitosti lučních společenstev

Vytváření travních porostů člověkem sahá ve střední Evropě až do neolitu (Jongepierová 2008). Následným odrazem biotických a abiotických podmínek byla vyselektována druhově bohatá travino-bylinná společenstva, která dnes bez nadsázky považujeme za jedny z nejbohatších na Zemi (Jongepierová et al. 2012, Babai & Molnár 2014). S příchodem intenzifikace zemědělství v druhé polovině 20. století byly ve velkém množství uplatňovány pesticidy, umělá hnojiva a obnova luk probíhala výsevem monokultur vysokoprodukčních píceň. Součástí této intenzifikace bylo na jedné straně rozorávání mezí a scelování pozemků či přehnojování lučních porostů. Na straně druhé pozemky nedostupné pro zemědělskou techniku byly opouštěny a ponechány zarůstání expanzními druhy rostlin (Jongepierová et al. 2012). V obou případech se jedná o degradaci či úplnou ztrátu původní diverzity travino-bylinných porostů zvýšeným tlakem kompetičně silnějších trav na úkor kompetičně slabších bylin (Stampfi & Zeiter 1999, Babai & Molnár 2014, Pruchniewicz & Zołnierz 2014, Geiseller et al. 2016, Müller et al. 2016).

Ačkoli v prvním případě lze snížit kompetiční schopnost silnějších druhů a podpořit druhovou pestrost ukončením přihnojování (Babai & Molnár 2014, Pallett et al. 2016, Wang & Chen 2016) a pravidelným odstraňováním živin se sklizenou biomasou (Stampfi & Zeiter 1999, Piqueray et al. 2011, Kołos & Banaszuk 2013, Krause & Clumsee 2013, Pruchniewicz & Zołnierz 2014), v druhém případě se jedná o dlouhodobý boj s expanzí bujně rostoucích trav jakou je například třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Tento nebezpečný ubikvist (Frouz 2013) využívá disperze velkého množství lehkých semen a svou guerilla strategií úspěšně vniká do zapojených společenstev rostlin, ve kterých vytváří velké množství špatně rozložitelného opadu

(Rebele & Lehman 2001, Holub et al. 2012). Tímto způsobem významně zamezuje klíčení a růstu jiných druhů rostlin (Fiala et al. 2004, Piqueray 2011, Sojneková & Chytrý 2015).

Dosavadním způsobem managementu pro potlačení porostů expanzních druhů trav je sečení a to až několikrát ročně (Háková et al. 2004). Touto příliš častou sečí jsou však také odnášeny potřebné živiny. Následným hnojením, které by mělo podpořit cílové druhy rostlin, spíše riskujeme znečištění vod či další podporu expanzních druhů trav. Hlavním opatřením by tedy mělo být omezení expanzních druhů trav a rozproudění cyklů živin. Tyto dvě kritéria by mohla splnit introdukce poloparazitických rostlin rodu kokrhel (*Rhinanthus*) a rostlin čeledi bobovitých (Fabaceae).

Rostliny čeledi bobovitých (Fabaceae) se svou symbiózou s nitrifikačními bakteriemi (Procházka & Macháčková 1998), tvorbou fosfatáz (Venterink 2011) a následné tvorby velkého množství dobře rozložitelné biomasy jsou velmi ceněné v zemědělské praxi.

Naproti tomu rod kokrhel, který býval běžnou součástí květeny České republiky (Slavík 2000), je dnes spíše na ústupu také díky zemědělské intenzifikaci (Ameloot et al. 2005), ale i časně sečí před dozráním semen kokrhelů (Blažek 2009). Tento ekosystémový inženýr uvolňuje prostor v porostu jiným druhům rostlin (Ameloot et al. 2006, Bullock & Pywell 2005, Westbury et al. 2006, Hellström et al. 2011), kdy kořenovou parazitací zejména na dominantních travách omezuje tvorbu jejich nadzemní biomasy (Davies et al. 1997). Kokrhele mají, podobně jako bobovité rostliny, rychlou dekompozici opadu a tím urychlují cykly živin (Demey et al. 2014, Mudrák et al. 2014).

1.2 Cíle práce

Předešlé studie naznačují, že rod kokrhel dokáže snížit množství biomasy expanzních druhů trav (Hellström et al. 2011, Demey et al. 2014) a tím uvolnit prostor pro další druhy rostlin. Dlouhodobé změny ve složení travino-bylinné vegetace po společné introdukci poloparazitů a bobovitých rostlin (fixátorů dusíku) však nebyly dosud studovány.

Tato diplomová práce si dává za cíl odhalit změny po zmíněných introdukcích na zrekultivované výsypce sádrovcového lomu u obce Kobeřice (Ritzka 2014), která byla před zahájením experimentu plošně zarostlá třtinou křovištní.

V práci byla testována následující hypotéza: introdukce poloparazitů sníží dominanci třtiny křovištní a prospěje jiným rostlinným druhům. Zároveň bylo sledováno, jak introdukce poloparazitů změní vlhkostní a teplotní režim stanoviště.

2 Teorie

2.1 Spontánní sukcese na výsypkách lomů

Povrchová těžba nerostných surovin s sebou nese významnou ekologickou zátěž. Tato zátěž znamená pro bohaté travní porosty především ztrátu původní druhové diverzity a s ní spojenou ztrátu ekosystémových služeb (Jain et al. 2016). Současně s těžbou nerostných surovin jsou vytvářeny výsypky (deponie), a to jak z materiálu skrývek z jiných částí lomu tak i z materiálů cizího původu (např. elektrárenský popílek). Tyto výsypky jsou často v následné sukcesi místem zavlékání invazních (nepůvodních) druhů rostlin, ale i místem rychlého šíření konkurenčně zdatných původních druhů, tzv. expanzních rostlin (Jongepierová et al. 2012).

V případě primární sukcese lze potlačit invazní a expanzní druhy rostlin výsevem semen z druhově bohatých luk, což se prozatím jeví jako poměrně drahá metoda (Horrocs et al. 2016, Scotton 2016). Torok (2010) uvádí, že stejnou funkci jako výsev druhově bohatých směsí může splnit i výsev směsi o počtu čtyř druhů lučních rostlin. Výsev směsi několika druhů má ovšem oproti výsevu druhově bohaté směsi nevýhodu v pomalejším nárůstu druhové diverzity. Další způsob vytvoření druhově bohatých travních porostů, na úkor invazních a expanzních druhů, je přenos čerstvě posečené vegetace obsahující semena rostlin druhově bohatých luk. Tento způsob přenosu travní biomasy má navíc výhodu vytvoření vhodného mikroklimatu pro klíčící semena, omezuje jejich splach a na jinak inertní půdě vytváří rozkladem biomasy prvotní humusovou vrstvu (Baasch et al. 2012, Kolářová 2014). Nejúčinnější metodou je přenos půdních bloků z druhově bohatých travních společenstev, což přináší výhodu introdukce fungujícího společenstva rostlin, semenné banky i půdních mikroorganismů (Klainová 2001, Kolářová 2014). Tato metoda je náročná na mechanizaci a tedy i prostorově omezená.

Druhové složení rostlinných společenstev během sukcese výsypek lomů je již z velké části dáno semennou bankou v deponované půdě. Rychlost rozšiřování druhů ze semenné banky se odvíjí od úživnosti půd (Prach et al. 2011).

Nalezení levné metody, která by vytvořila druhově bohatou vegetaci na bývalých výsypkách, a tak omezila invazní či expanzní druhy rostlin je tudíž velkou výzvou.

2.2 Potlačování expanzních / invazních druhů rostlin

2.2.1 Problematika expanze třtiny křovištní a možnosti její eliminace

Široká ekologická amplituda umožňuje této vysoké klonální trávě rozšíření v celé Eurasii (Rebele & Lehmann 2001). Souběžně s geografickým rozšířením také obsazuje velké rozmezí ekologických nik (Rebele 1996a). Třtina křovištní obsazuje jak prvotní sukcesní stádia lomů a výsypek (Prach & Pyšek 2001, Baasch et al. 2012), tak i expanduje do druhově bohatých travních porostů chráněných území (Jongepierová 2008). Tento geofyt či hemikryptofyt (dle různých autorů) vytváří silnou vrstvu špatně rozložitelného opadu, který výrazně omezuje růst ostatních druhů rostlin (Rebele 1996b). Společenstva vytvářené třtinou jsou druhově chudá (Fiala 1989, Sedláková & Fiala 2001, Holub et al. 2012) s častou přítomností invazních druhů jako je například zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (Rebele 2000).

Management vedoucí k omezení třtiny ve vegetaci je velmi složitý, neboť pastva v porostech třtiny je pro herbivory spíše neatraktivní a herbicidy fungují pouze krátkodobě. Orba napomáhá disperzi této klonální trávy. Vypalování stařiny, které by mohlo zrychlit cykly živin a vytvořit prostor pro nové semenáčky (Valkó et al. 2016) třtinu naopak podporuje (Rebele & Lehmann 2001).

Doporučeným managementovým opatřením dle Hákové (2004) je seč dvakrát i vícekrát do roka po dobu čtyř a více let spojená s podzimním přihnojením, popřípadě

vápnním, na které nedokáže třtina dostatečně rychle reagovat. Ačkoliv několik autorů (Rebele & Lehmann 2001, Jongepierová 2008, Piqueray 2011) popisuje snížení zastoupení třtiny v porostu po zvýšení frekvence sečení, dle Rebele & Lehmann (2001) vápnění expanzi třtiny naopak podporuje. Navíc jak již bylo zmíněno v úvodu, hnojení lučních porostů zvyšuje riziko splachů a podporuje trávy na úkor bylin.

2.3 Význam jetelovin pro zlepšení úrodnosti půdy

Rostliny čeledi bobovitých (Fabaceae), kterým se někdy říká jeteloviny nebo leguminózy, vytvářejí symbiózu s nitrifikačními bakteriemi rodu *Rhizobium* (Slavík 1995). Zatímco jeteloviny poskytují bakteriím v hlízkách svých kořenů uhlíkaté látky, bakterie vytvářejí ze vzdušného dusíku energeticky náročným procesem rostlinám přístupný amonný dusík (Procházka & Macháčková 1998). Tímto mechanismem jsou bobovité schopny výrazně zvýšit objem své biomasy, čehož je v zemědělství dlouhodobě využíváno (Graham & Vance 2000).

Mezi nejdůležitější ekosystémové funkce jetelovin patří:

- jeteloviny zúrodňují půdu rychle rozložitelným opadem a tím zvyšují dostupný dusík pro ostatní druhy rostlin (Cornelissen et al. 2006)
- rychle vytvořený zápoj rostlin snižuje erozi půd (Cáblík & Jůva 1963)
- husté a hluboké kořenové vlášení jetelovin zvyšuje obsah kapilární vody v půdě (Gao-Lin et al. 2016)
- uvolňování enzymu fosfatázy do půdního roztoku zvyšuje dostupnost fosforu i ostatním rostlinám (Gardner & Boundy 1983, Venterink 2011)
- jeteloviny omezují ostatní konkurenčně silné druhy rostlin (Horrocs et al. 2016)
- s odstupem času se zapojená vegetace jetelovin prořazuje a uvolňuje místo dalším druhům rostlin (Campbell 1927, Thorhallsdottir et al. 1990)

Ať už jsou jeteloviny pěstovány v travinných porostech účelně nebo se v nich objevují spontánně, ostatní druhy rostlin z jejich schopností obecně profitují (Procházka & Macháčková 1998, Hodson & Bryant 2012). Bobovité tak nalézají uplatnění v udržování druhově bohatých travních společenstev (Jongepierová et al. 2012, Babai & Molnár 2014, Horrocs et al. 2016) tak i v ekologii obnovy při rekultivacích výsypek lomů (Campbell 1927, Haynes 2009, Prach et al. 2011).

2.4 Využití poloparazitů na podporu druhové rozmanitosti lučních společenstev

Poloparazitické rostliny jsou zelené rostliny, které ale na svých kořenech vytvářejí specifické přísavky (haustoria) pro čerpání živin a vody ze svých hostitelů. Podle toho, kde se poloparazité svými haustorii napojují na své hostitele, můžeme tuto skupinu rostlin rozdělit na poloparazity stonkové a kořenové (Heide-Jørgensen 2008). Mezi kořenové poloparazity vyskytující se v travino-bylinných společenstvech České republiky můžeme zařadit například rod světlík (*Euphrasia*), všivec (*Pedicularis*), černýš (*Melampyrum*) nebo rod kokrhel (*Rhinanthus*) (Slavík 2000, Mudrák et al. 2014). Rod kokrhel je v České květeně zastoupen druhy: kokrhel větší (*Rhinanthus major*), k. menší (*R. minor*), k. luštinec (*R. alectorolophus*) a k. sličný (*R. pulcher*) (Slavík 2000). Tyto druhy kokrhelů v závislosti na podmínkách prostředí a druhu hostitelské rostliny vytvářejí různé morfotypy (Houston & Wolff 2012). Rod kokrhel preferuje parazitaci na rostlinách čeledi lipnicovitých (Poaceae), které disponují hustým kořenovým systémem (Graham & Vance 2000), a na rostlinách čeledi bobovitých (Fabaceae), které poskytují velké množství snadno dostupného dusíku (Bao et al. 2014). Výskyt kokrhelů v lučních porostech je limitován disperzí semen (Blažek 2009), dostupností živin, zastoupením hostitelských druhů (Ameloot 2006), pH půdy a interspecifickou kompeticí o světlo s hostiteli (Mudrák et al. 2014).

Rod kokrhel vyžaduje pro prolomení dormance semen chladovou stratifikaci (Baskin & Baskin 2001, Mudrák et al. 2014, Teshitel 2015). Nasledne klíčení a napojení haustorii kokrhele na hostitelskou rostlinu probíhá v brzkém předjarním období. Mezi tím ne je kokrhel napojen, co mue být mimo jiné ovlivněno rostlinnými atraktanty hostitelských rostlin (Davies & Graves 1998), jsou kokrhele plne autotrofními rostlinami (Mudrák et al. 2014). V tomto období jsou limitovány dostupností vody, nebo jejich kořenový systém nebývá dostatecne vyvinut (Ameloot et al. 2006, Blaek 2009). Po připojení na cévní svazky hostitelské rostliny kokrhele ponechavajı stále otevřená stomata, čím snıı svůj vodní potenciál a zvlyı tak transpirační proud z xylému hostitele (Pessarakli 2011). Tímto způsobem jsou kokrhelem vysavany z hostitelské rostliny minerální ziviny, ˇastečně také uhlíkaté sloučeniny, ale především voda (Houstoun & Wolff 2012). Zvlyenou dostupností zivin je kokrhelum umožněno vyrazne zrychlit fotosyntézu (Heide-Jörgensen 2008) a ukládat vetı množství energie do svých pletiv (Demey et al. 2014, Teshitel et al. 2014).

Kokrhele omezují dostupnost zivin hostitelům. Díky svému málo efektivnímu metabolismu vak nejsou schopní kompenzovat množství biomasy nevyprodukovane hostiteli, ˇeho výsledkem je snıenı celkove produktivity porostu (Pessarakli 2011). Kokrhele snıujı kompetiční schopnost dominantního hostitele a vytvarı tak prostor pro uchycení dalıch druhů rostlin (Davies et al. 1997, Graham & Vance 2000, Ameloot et al. 2006, Westbury et al. 2006, Demey et al. 2014). Navíc zivinami nasycená biomasa poloparazitů má oproti biomase hostitelských trav vyznamne rychlejı dekompozici (Cornelisen et al. 2006, Demey et al. 2014, Mudrák et al. 2014), co umožňuje pererozdelovat zdroje mezi více druhů rostlin (Watson 2009).

Důsledkem zemědělské intenzifikace je vetına rodů kořenových poloparazitů naustupu nebo jsou rozıřeny pouze roztrouene (Slavík 2000). Introdukce poloparazitů do

travino-bylinné vegetace má kromě funkce estetické (Bullock & Pywell 2005) i důležitou funkci rychlé přeměny společenstva, podobně jako v případě jetelovin (Cornelissen et al. 2006, Mudrák et al. 2014).

3 Materiál a metody

3.1 Lokalita: abiotické podmínky a vegetace

Pro otestování hypotézy byly použity stejné plochy zrekultivované výsypky sádrovcového lomu Kobeřice (okres Opava) jako v bakalářské práci (Ritzka 2014). V práci byla zjišťována podpora růstu dvou druhů jetelovin - jetel luční (*Trifolium pratense*) a tolíce vojtěška (*Medicago sativa*) - inokulací rhizobakteriemi a to v zapojeném travním porostu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*).

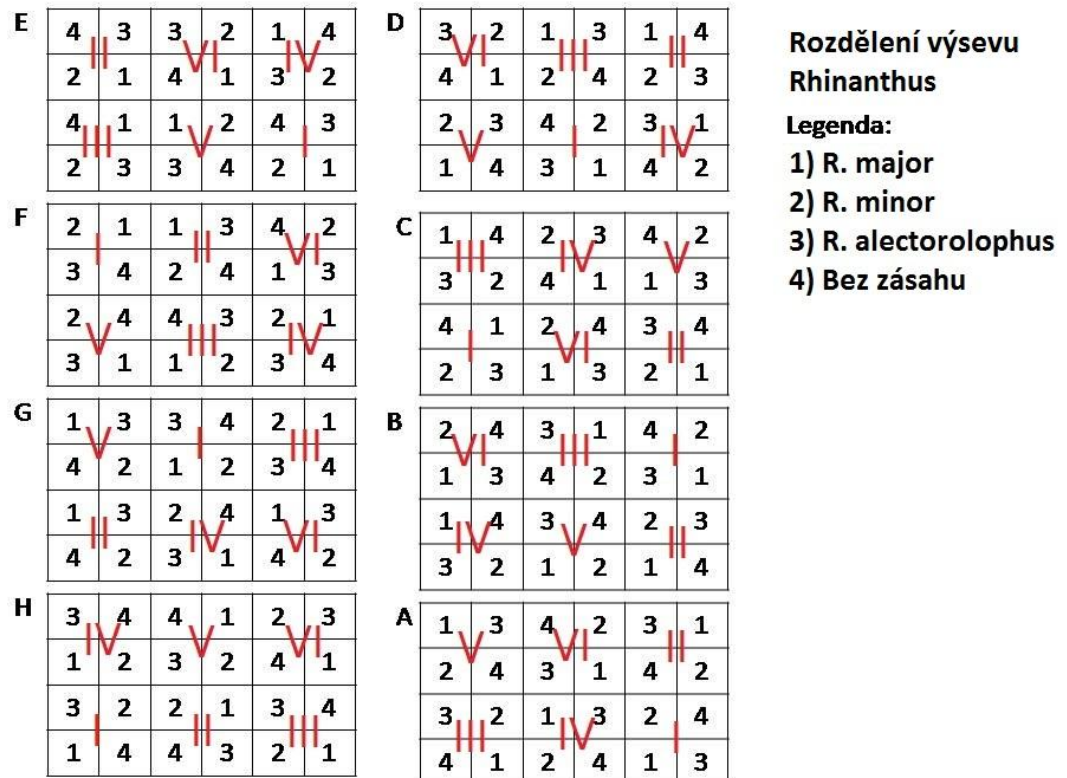
Před započítím nového experimentu pro účely diplomové práce bylo na podzim roku 2013 zapsáno kompletní druhové složení vegetace. V rámci snímků 48 experimentálních ploch velikosti 4 m² (dohromady 192 m²) bylo zaznamenáno 58 druhů vyšších rostlin, z nichž bylo 12 druhů trav, 11 druhů jetelovin a 9 invazních neofytů (příloha 1). Vegetaci po předešlém experimentu stále tvořila převládající třtina křovištní.

3.1.1 Design experimentu

Výsev tří druhů poloparazitů proběhl 05/10/2013. Jednalo se o kokrhel větší (*Rhinanthus major*) z populace Židlochovice (49°02'28.6"N 16°37'18.6"E), k. menší (*R. minor*) z populace Nedašov (49°06'04.0"N 18°06'05.4"E) a k. luštinec (*R. alectorolophus*) z populace Huslenky (49°18'52.7"N 18°05'35.2"E). Každá původní plocha (šest variant výsevu bobovitých rostlin opakovaných v osmi blocích) o velikosti 4 m² byla rozdělena na čtyři nové dílčí plochy o velikosti 1 m². Tedy výsev každého druhu kokrhele proběhl na 48 plochách a 48 dílčích ploch bylo pro kontrolu ponecháno bez výsevu. Každý druh kokrhele byl vyset v denzitě 500 semen na 1 m².

Tabulka 1 Váha vyšetřovaných semen kokrhelů a hmotnost tisíce semen (HTS) jednotlivých druhů

druh kokrhele	váha semen g/m ²	HTS v gramech
k. větší	0,95	1,9
k. menší	1,59	3,2
k. luštinec	1,85	3,7



Obrázek 1 Rozdělení výsevu jednotlivých druhů kokrhelů, kdy červené římské číslice rozdělují původní čtyřmetrové plochy (I kontrola, II jetel bez bakterií, III jetel s bakteriemi, IV tollice bez bakterií, V tollice s bakteriemi, VI samostatné bakterie), arabské číslice rozdělují nové typy zásahů

Tabulka 2 Harmonogram sběru dat

	2013	2014	2015	2016
Odběr biomasy				
Fytcenologické snímky				
Měření teploty a vlhkosti				

Záznam kompletního druhového složení vegetace včetně odhadu proporce druhů v biomase proběhl na původních plochách velikosti 4 m² na podzim roku 2013 a poté na

dílčích plochách velikosti 1 m² v polovině července roku 2016 těsně před poslední sklizní pokusných ploch.

Ve třech sezónách (2014-2016) byla na všech 192 plochách sklízena nadzemní biomasa ze čtverce o velikosti 30 cm × 30cm (0,09 m²). Neprodleně po sklizni byla biomasa rozdělena na kokrhele, bobovité, třtinu a ostatní byliny. Tyto vzorky byly dále vysušeny a zváženy.

Od roku 2014 byly instalovány mikroklimatické snímače TMS3 firmy TOMST (TOMST 2016 [online]), které zaznamenávaly teplotu 10 cm nad povrchem, při povrchu a 12 cm pod povrchem. Zároveň tyto snímače měřily vlhkost půdy. Snímače byly umístěny v pěti opakováních pro každý zásah (celkem 20 ks), a to pouze v plochách bez původního výsevu bobovitých (AI, CI, DI, FI a HI).

4 Analýza dat

4.1 Změny proporce biomasy třtiny křovištní, bobovitých a ostatních druhů

Na data (biomasa a druhová bohatost) byla před analýzou aplikována logaritmická transformace, aby se vylepšila jejich normalita a homogenita variací v rámci porovnávaných skupin. Vliv jednotlivých druhů kokrhel a výsevu bobovitých byl vyhodnocen použitím lineárních modelů se smíšenými efekty (linear mixed-effects models). Prediktory kokrhel a bobovité byly považovány jako faktory s pevným efektem, zatímco blok byl použit jako faktor s náhodným efektem, tj. jeho vliv byl odfiltrován. Analýza byla separátně provedena pro každý rok zvlášť. Kontrola normality a konstantního rozptylu reziduálů byla provedena graficky. K výpočtům byl použit software R verze 3.3.1 (R Core Team 2016) a package nlme verze 3.1-128 (Pinheiro et al. 2016).

4.2 RDA analýza fytoecologických dat

Data ze snímkování vegetace 192 ploch v roce 2016 byla převedena do tabulky v Microsoft Office Excel (2007), odkud byla importována pro mnohorozměrné analýzy do programu Canoco 4.56 (ter Braak & Šmilauer 2009). Data byla analyzována přímou lineární technikou (RDA), kde proporce druhů v biomase plochy byly závislé proměnné a výsev kokrhelů (kódovaný kategoriálně se čtyřmi hladinami) vysvětlující nezávislá proměnná. Z datového souboru byly před analýzou vyloučeny proporce všech tří introdukovaných druhů kokrhelů a byla testována významnost všech kanonických os pomocí modelu se 499 permutacemi.

4.3 Vyhodnocení mikroklimatických podmínek

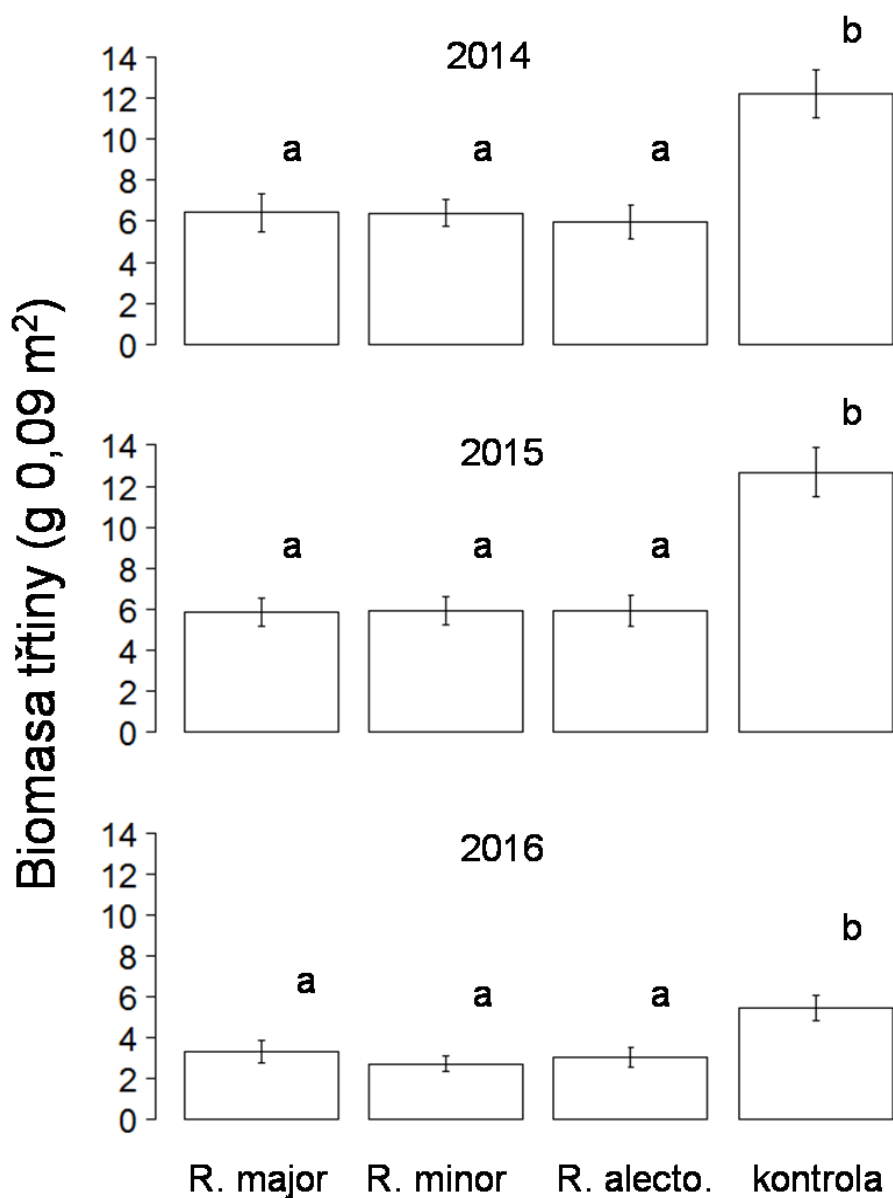
Pro vyhodnocení mikroklimatických podmínek byly použity pouze data z roku 2015, protože v letech 2014 a 2016 nebylo možné data stáhnout z dostatečného počtu

dataloggerů. Tato data byla zpracována v tabulkovém procesoru Microsoft Office Excel (2007). Všechna teplotní a vlhkostní data byla zprůměrována z originálních záznamů po 15 minutách na data pro celý den. Takto vytvořená matice dat byla následně vynesena do grafu jako spojnice průměrných teplot nebo vlhkostí v různých typech zásahů.

5 Výsledky

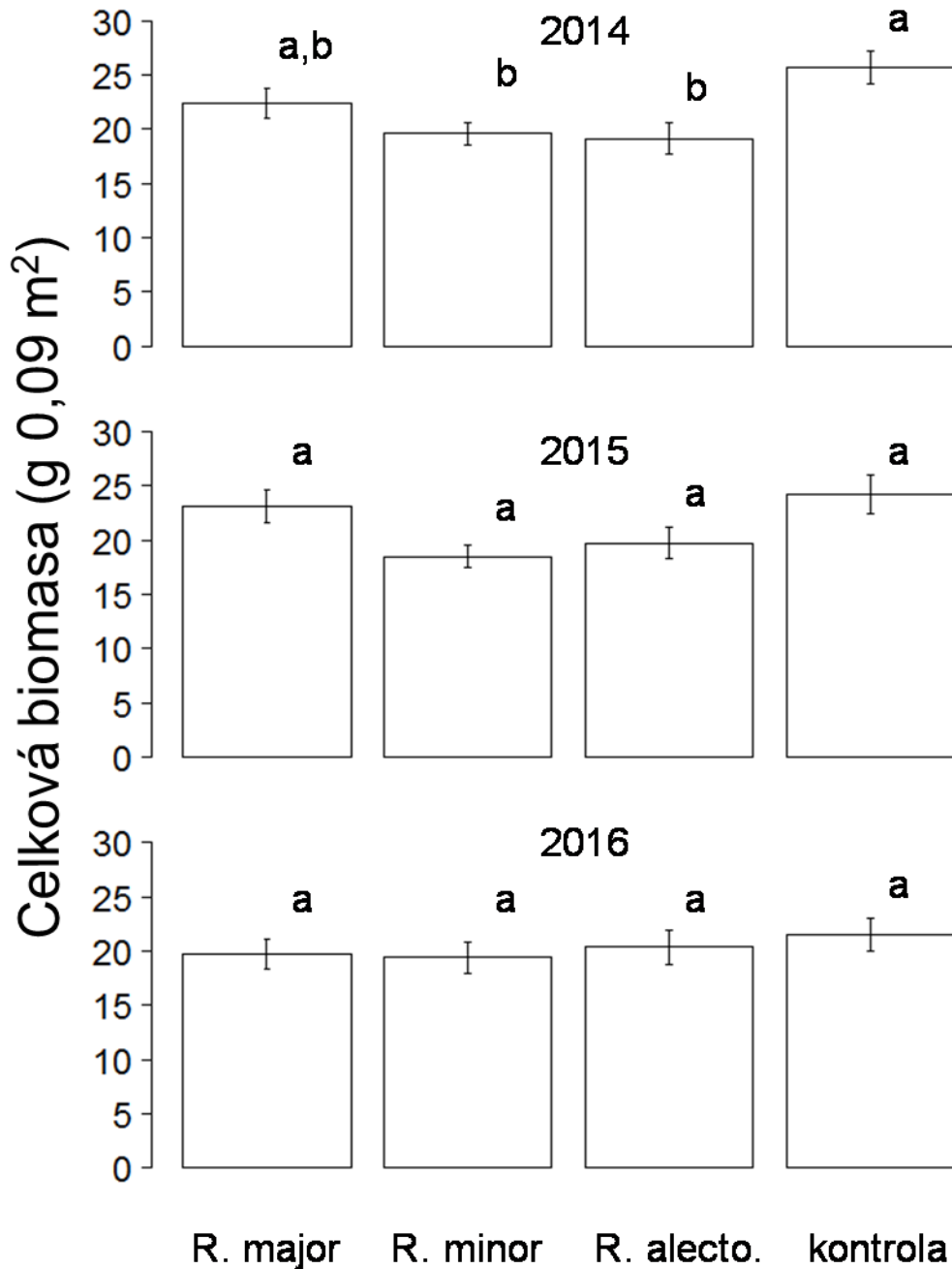
5.1 Změny produkce biomasy

Analýzy lineárními modely se smíšenými efekty ukázaly signifikantní pokles produkce nadzemní biomasy třtiny vlivem výsevu kokrhelů (obrázek 2). Tento pokles biomasy třtiny na plochách s kokrhelem oproti kontrole je nejvíce znatelný v letech 2014 a 2015.



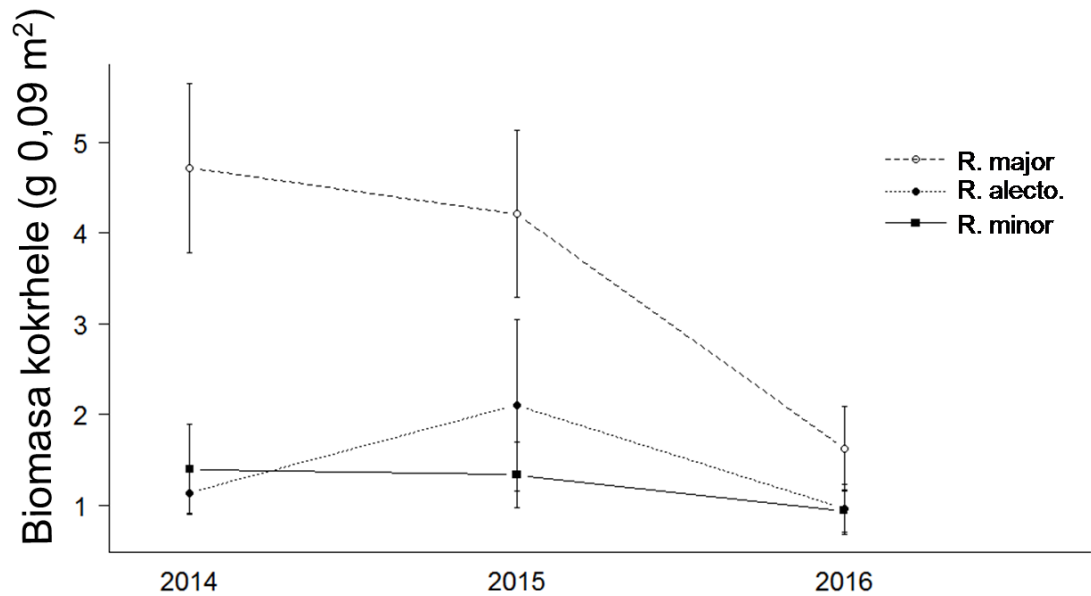
Obrázek 2 Změny biomasy třtiny v nových typech zásahů. R.major - kokrhel větší, R.minor - kokrhel menší, R.alecto. - kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$.

Výsev kokrhele menšího a k. luštince signifikantně snížil v roce 2014 množství vyprodukované biomasy celku (všech skupin dohromady). Dále lze pozorovat mírné snížení celkové produkce mezi jednotlivými sezónami (obrázek 3).



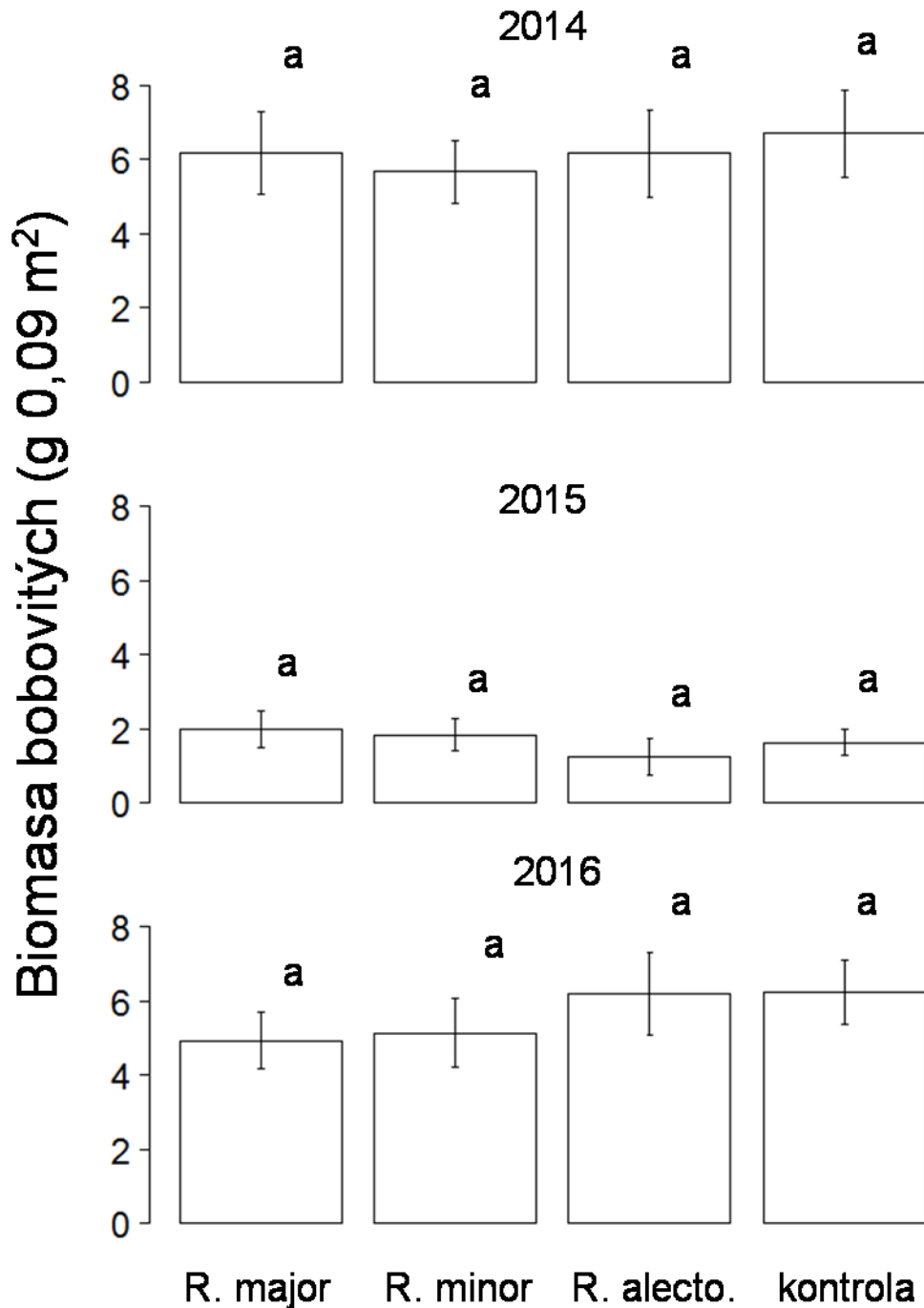
Obrázek 3 Změny celkové biomasy. R.major - kokrhel větší, R.minor - kokrhel menší, R.alecto.- kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$.

Nejvyšší produkci biomasy ve všech sezónách vytvářel fenologicky pozdní typ kokrhele většího. Produkce biomasy kokrhele většího byla však rok od roku nižší. Mírné zvýšení produkce kokrhele luštince lze zaznamenat v roce 2015. Kokrhel menší měl nejnižší produkci ze všech kokrhelů.



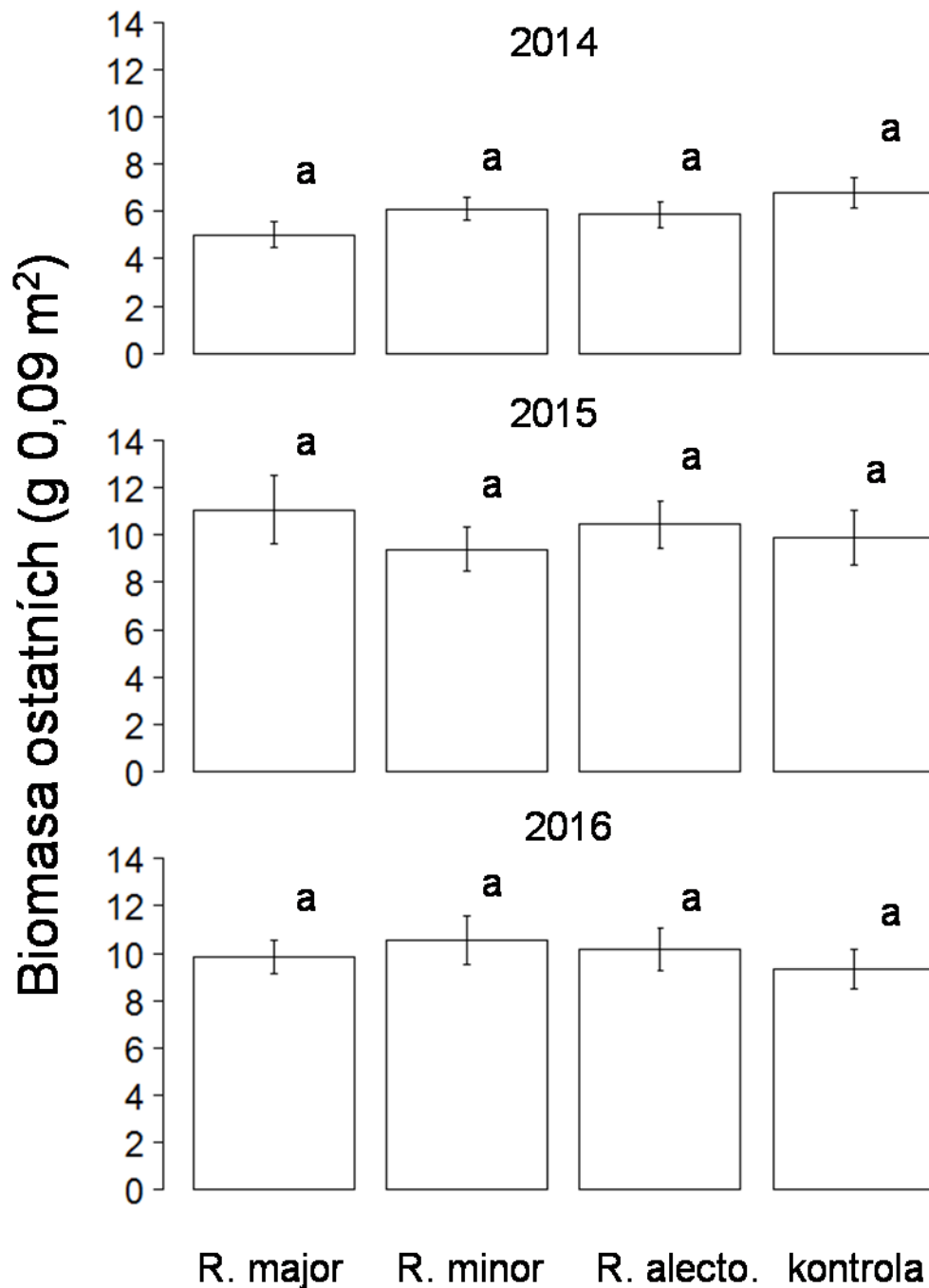
Obrázek 4 Změny produkce biomasy kokrhelů v letech 2014, 2015 a 2016. R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Body uprostřed úseček představují průměr a úsečky střední chybu průměru (SE).

Výsev kokrhelů neměl v jednotlivých letech signifikantní vliv na produkci bobovitých rostlin (obrázek 5). Naproti tomu lze pozorovat výrazný pokles v produkci bobovitých rostlin napříč všemi typy zásahů v roce 2015 oproti produkci v sezónách 2014 a 2016.



Obrázek 5 Změny biomasy bobovitých R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy.

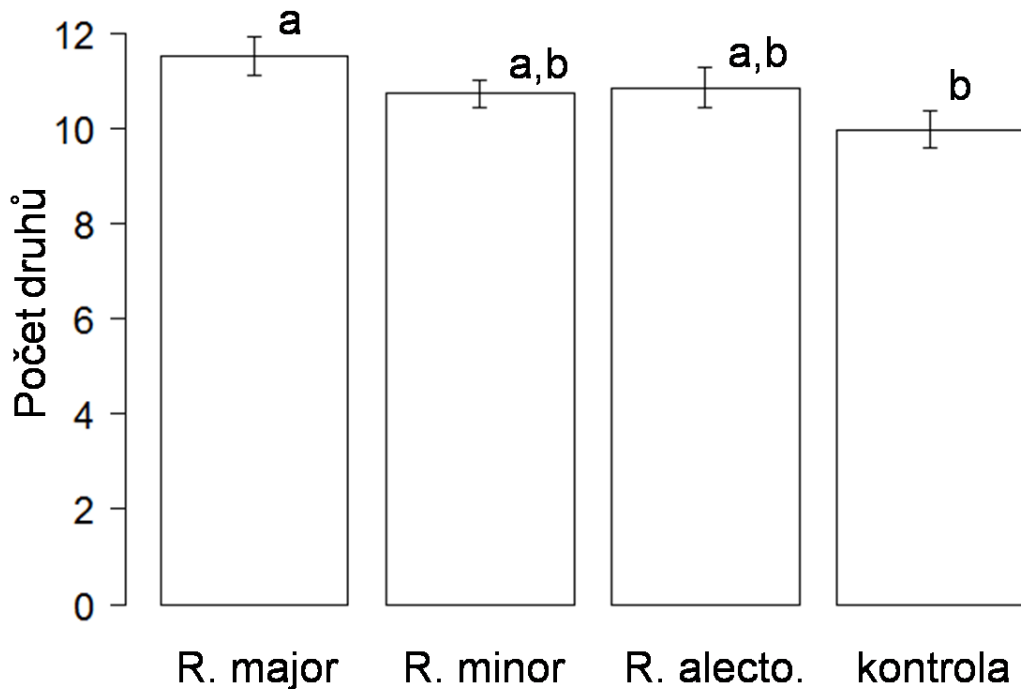
Jak je ukázáno na obrázku 6, analýza neprokázala změny v produkci biomasy ostatních druhů a to napříč jednotlivými zásahy. Na druhou stranu lze pozorovat mezi léty 2014 až 2016 zřetelný nárůst biomasy ostatních druhů napříč všemi skupinami zásahů.



Obrázek 6 Změny biomasy ostatních druhů (druhy nezařazené ani do jedné ze skupin kokrhelů, bobovitých a třtiny). R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy.

5.2 Změna druhové bohatosti společenstev

Kokrhel větší signifikantně podpořil počet nevysetych druhů přítomných na plochách (obrázek 7).

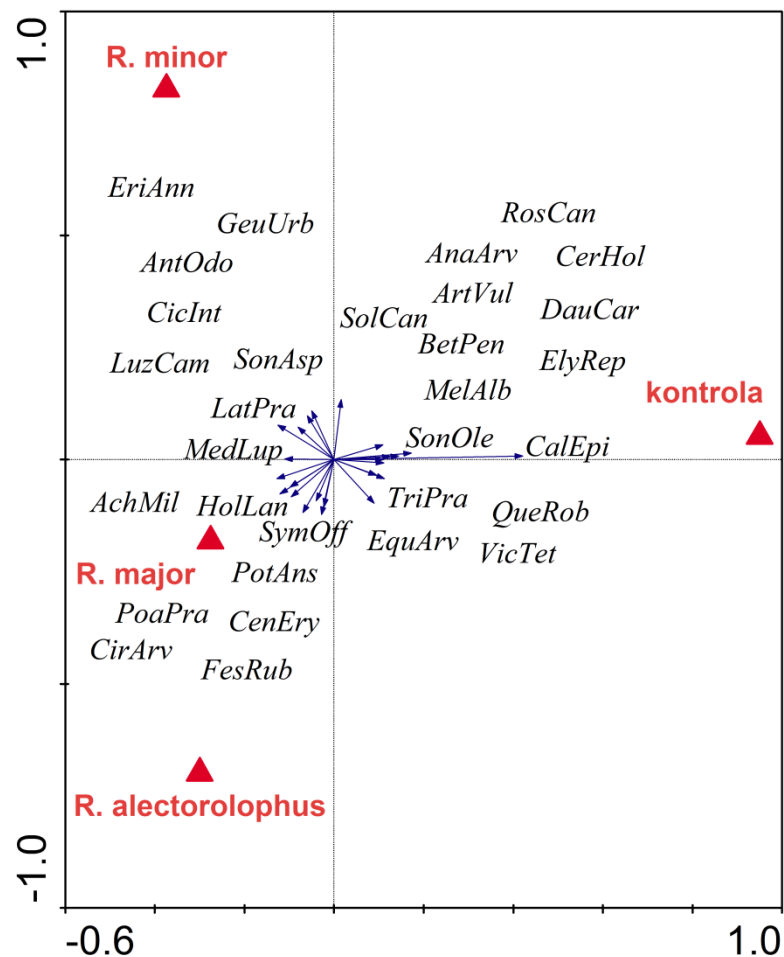


Obrázek 7 Počet nevysetych druhů v roce 2016. R.major - kokrhel větší, R.minor – kokrhel menší, R.alecto. – kokrhel luštinec. Úsečka ukazuje střední chybu průměru (SE). Různá písmena indikují signifikantní rozdíly mezi zásahy na hladině významnosti $P < 0.05$.

5.3 Vegetační změny

Výsledný diagram přímé gradientové analýzy (RDA) znázorněný v obrázku 8 ukazuje rozdíly v proporčním zastoupení všech druhů (vyjma vysetých kokrhelů) ve vegetačních záznamech v závislosti na čtyřech typech zásahů v roce 2016 (499 permutací, Monte-Carlo test všech os s $F = 4,191$ a $P = 0,002$). Z diagramu lze soudit, že plochy oseté třemi druhy kokrhelů jsou si navzájem velmi podobné. Na plochách kontrolních (bez výsevu kokrhele – zásah „nic“) měla největší zastoupení třtina. Plochy s výsevem

kokrhelů obsazovaly spíše luční druhy rostlin jako například tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*), lipnice luční (*Poa pratensis*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), bika ladní (*Luzula campestris*) či hrachor luční (*Lathyrus pratensis*). Na druhou stranu kontrolní plochy (zásah „nic“) měly větší zastoupení ruderalních druhů jako jsou například pýr plazivý (*Elytrigia repens*), pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*), drchnička rolní (*Anagallis arvensis*), přeslička rolní (*Equisetum arvense*), komonice bílá (*Melilotus albus*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), ale také druhů dřevinných jako je bříza bělokora (*Betula pendula*), růže šípková (*Rosa canina*) či dub letní (*Quercus robur*).



Obrázek 8 Výsledek analýzy RDA rozdílů druhového složení ploch po výsevu tří druhů kokrhelů. Zobrazeny druhy, které nejlépe fitovaly modelu. První dvě kanonické osy vysvětlují 6,1% variability druhových dat.

6 Diskuze

Cílem tohoto výzkumu bylo odhalit dlouhodobé změny ve složení travino-bylinné vegetace po introdukci poloparazitů rodu kokrhel (*Rhinanthus*). Experiment probíhal na výsypce lomu firmy Gypstrend Kobeřice v porostu s dominancí třtiny křovištní a to od podzimu 2013 do podzimu 2016. K tomuto účelu bylo využito ploch, které byly dříve osety bobovitými rostlinami (Ritzka 2014, příloha 7, 8). Během experimentu byla sledována produkce nadzemní biomasy kokrhelů, třtiny, bobovitých rostlin a zbytku (druhy rostlin nezahrnuté do předešlých skupin). Dále byly zaznamenávány mikroklimatické změny výzkumných ploch. V posledním roce výzkumu byly posuzovány změny kompletního druhového složení vegetace. Analýzy ukázaly výrazné snížení produkce biomasy třtiny, která byla způsobena výsevem kokrhelů. Tato snížená produkce třtiny byla v následujících letech kompenzována produkcí biomasy bobovitých rostlin a především biomasy ostatních rostlinných druhů. Kokrhelem pozměněná společenstva obsahovaly luční druhy rostlin oproti kontrole, která vytvářela spíše ruderální společenstva rostlin s dřevinami. Mikroklimatické snímače odhalily snížení nadzemních teplot souvisejících s výsevem statnějších druhů kokrhelů (k. větší a k. luštinec). Na mikroklimatických datech z druhé poloviny roku 2015 je možné navíc pozorovat snížení půdní vlhkosti v plochách s výsevem časnějších druhů kokrhelů (k. menší a k. luštinec).

6.1 Vegetační změny po introdukci bobovitých rostlin a poloparazitů

6.1.1 Potlačení expanze třtiny

Expanze třtiny křovištní do post-industriálních lokalit stejně jako do druhově bohatých lučních společenstev snižuje druhovou pestrost (Jongepierová et al. 2012). Ochrana přírody z tohoto důvodu hledá ekologicky šetrné metody kontroly třtiny.

Výsledky tohoto výzkumu, při němž bylo využito výsevu semen tří druhů kokrhelů, ukázaly statisticky významné snížení produkce nadzemní biomasy třtiny křovištní. Nejvýraznější propad produkce biomasy třtiny ve srovnání s kontrolními plochami nastal v prvních dvou letech a to až na polovinu (obrázek 2). Toto zjištění se plně shoduje s předešlými výzkumy, které naznačovaly 38% (Hellström et al. 2011), 60% (Davies et al. 1997) ale i 73% (Ameloot et al. 2005) úbytek biomasy trav po introdukci kokrhelů. Zajímavé je snížení produkce biomasy třtiny napříč všemi typy zásahů (poloparaziti, bobovité a kontrola) v posledním roce výzkumu (obrázek 2 a příloha 2). Hlavním důvodem je již v úvodu zmíněné stálé odčerpáváním živin odklizením biomasy. Tento efekt je navíc podpořen klonalitou třtiny. Rebele & Lehmann (2001) přirovnávají chování třtiny k jednomu organismu, kdy jednotlivé klony si mezi sebou skrze rhizomy vyměňují živiny. Domnívám se tedy, že bezprostřední sousedství kontrolních ploch s plochami parazitovanými, tak pravděpodobně ovlivnilo množství dostupných živin i v plochách bez parazitů.

6.1.2 Interakce bobovitých v komunitě poloparazitů a třtiny

Kokrhele parazitují nejen na trávách ale také na bobovitých rostlinách (Ameloot et al. 2005). Mé výsledky ovšem ukazují, že kokrhele neměli vliv na produkci biomasy bobovitých ani v jednom roce (obrázek 5). Zajímavý je ovšem výrazný propad produkce biomasy bobovitých v druhém roce výzkumu a její následný opětovný nárůst v roce 2016. Toto zjištění je v souladu s předešlými výzkumy (Campbell 1927, Thorhallsdottir et al. 1990) věnující se cykličnosti obsazování ploch bobovitými rostlinami. Pro potvrzení dynamiky obsazování ploch bobovitými je ovšem tříletý výzkum příliš krátký.

6.1.3 Biomasa kokrhelů

Matoucí se může zdát zvýšená produkce kokrhele většího zaznamenaná v obrázku 4 a částečně i v obrázku 3. Jak již bylo napsáno v úvodu, většina kokrhelů

snižuje produkci biomasy svých hostitelů. Na druhou stranu jak popisuje Joshi et al. (2000) biomasa hostitelů může být kokrhelem i navýšena. Úbytek živin způsobený poloparazitem může vyvolat zvýšenou produkci kořenových exudátů hostitelskou rostlinou (Westwood et al. 2010). Tyto exudáty mohou být slabé kyseliny, které následně rozpouštěním minerálů zvyšují dostupnost živin rostlinám (Bouwmeester et al. 2007). Uvolněné živiny jsou tak skrze hostitele dostupné také parazitům. Parazité následně produkci hostitelů nejenže kompenzují, ale můžou ji také navyšovat. Mnou zjištěná vyšší produkce biomasy porostů s kokrhelem větším je však spíše způsobena pozdějším fenotypem kokrhele. Zatímco ostatní druhy kokrhelů jsou již při červencovém sběru nadzemní biomasy senescentní, kokrhel větší je stále ve vegetativní fázi.

6.1.4 Druhov

diverzita

Předešlé práce (Pywell et al. 2004, Ameloot et al. 2005, Bardgett et al. 2006, Westbury et al. 2006, Demey et al. 2014, Mudr

ák et al. 2016) naznačují zvýšení druhové diverzity rostlin v závislosti na snížení produkce biomasy hostitelských trav po introdukci kokrhelů. Ačkoliv žádný ze zásahů neměl signifikantní vliv na produkci biomasy ostatních druhů (obrázek 6), lze pozorovat nárůst biomasy ostatních druhů napříč sezónami. Navíc dle obrázku 7 lze říci, že minimálně výsev kokrhele většího měl oproti ostatním typům zásahů v roce 2016 početnější zastoupení nevysetých druhů rostlin. Tento výsledek ovšem nelze přeceňovat, neboť počet nalezených druhů se liší oproti ostatním typům zásahů zhruba o jeden druh.

Nicméně díky procentuálnímu srovnání (příloha 1) celkového zastoupení druhů ve vegetačních záznamech z roku 2013 (Ritzka 2014) a 2016 můžeme říci, že došlo ke zvýšenému nárůstu pokryvnosti žádoucích druhů bylin i trav jako je například řebříček obecný (*Achillea millefolium*), ostřice chlupatá (*Carex hirta*), srha laločnatá (*Dactylis*

glomerata), mrkev obecná (*Daucus carota*), medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*), kopretina irkutská (*Leucathemum ircutianum*), štirovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), jetel ladní (*Trifolium campestre*), vikev čtyřsemenná (*Vicia tetrasperma*). Na druhou stranu 11% zvýšení zastoupení invazního druhu turanu ročního (*Erigeron annuus*) a ztráta osmi druhů vyšších rostlin je možno považovat za negativní výsledek. Nicméně tato ztráta byla kompenzována objevením 18 nových druhů vyšších rostlin (příloha 1).

Velice zajímavým zjištěním je zastoupení dřevinných druhů v kontrolních plochách bez výsevu kokrhelů (obrázek 8). Důvody pro tento fakt mohou být dva. Prvním je možná parazitace dřevin kokrhely. Ačkoliv většina autorů dokládá parazitaci kokrhelů na travách a bobovitých (Gibson & Watkinson 1991, Ameloot et al. 2005), review Gibsona & Watkinson (1989) popisuje parazitaci dřevinných druhů jako je například jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) či vrba plazivá (*Salix repens*). Preferenci pro parazitaci dřevinných druhů kokrhel je možné vysvětlit lepší dostupností vody hluboko kořenících dřevin. Kokrhel tak může preferovat dřeviny, které v období letních přísušků méně strádají vodou (Gibson & Watkinson 1989). Druhé vysvětlení pro parazitaci dřevin kokrheli uvádí Ameloot et al. (2005). Parazitaci kokrhele přirovnává k herbivorii velkých savců. Ti využívají více zdroje, který je lépe dostupný na úkor zdroje preferovaného. Dřeviny tudíž mohly být pro kokrhel lépe dostupným zdrojem živin než ostatní (preferované) druhy rostlin.

Hlavní limitací pro rychlejší nárůst druhové diverzity po potlačení třtiny křovištní je pravděpodobně malá zásoba druhů v okolí. Zrekultivovaná výsypka, na které probíhal experiment, byla umístěna v zemědělsky intenzivně obhospodařované krajině (Ritzka 2014) s minimálním zastoupením travino-bylinných společenstev. Jiné práce (Novák & Konvička 2006, Kalle et al. 2007, Öster 2009) popisují zvýšení druhové diverzity vztaženou ke vzdálenosti od zdrojové plochy a potřebnému času pro

uchycení nových druhů. Při zvyšující se vzdálenosti cílové plochy od zdrojové narůstá čas potřebný k jejímu obsazení. Jedno z nejbližších druhově bohatých společenstev se nacházelo 1 km od pokusných ploch (příloha 7), ale hluboká terénní deprese způsobená těžbou oddělila tuto lokalitu od pokusných ploch a tudíž výrazně limitovala disperzi semen nových druhů rostlin.

Všechna předešlá zjištění však nevyvrací mou hypotézu: introdukce poloparazitů snížila dominanci třtiny křovištní a prospěla jiným rostlinným druhům.

6.2 Změny teplotního a vlhkostního režimu stanoviště

Ačkoliv byly snímače umístěny na lokalitu v každém roce, z technických důvodů získání dat z let 2014 a 2016 nebylo možné.

Dle grafu zobrazeného v příloze 3 lze pozorovat, že plochy s výsevem kokrhele luštince a kokrhele většího mají v průběhu vegetační sezóny výrazněji nižší teplotu v deseti centimetrech nad zemí, než je tomu u kokrhele menšího a kontrolní plochy. Vysvětlením by tak mohla být, jak navrhuje Phoenix & Press (2005), vysoká transpirace poloparazitů. Tato transpirace ochlazuje nejen poloparazity samotné, ale má také vliv na své okolí. Určitý vliv na nadzemní teplotu vzduchu může ovšem také mít stín vržený těmito vyššími druhy kokrhelů.

Zvýšená transpirace poloparazitů může mít také vliv na snížení půdní vlhkosti. Tento jev však nelze z grafu pozorovat zcela jasně (příloha 6). Záznam z druhé poloviny vegetačního období zřetelně poukazuje na snížení vlhkosti v plochách s výsevem kokrhele menšího a kokrhele luštince. Důvodem může být již snížená biomasa hostitelů a senescence těchto fenologicky časných druhů poloparazitů. Zvýšená osluněnost půdy díky rozředění vegetačního porostu kokrheli zřejmě zvýšila evaporaci a následně tak snížila vlhkost půdy. Naproti tomu delší vegetační období kokrhele většího a větší

pokryvnost kontrolní plochy dlouhodobě udržovala vegetační zástin půdy a tím snížila půdní odpar.

Přestože bylo možné použít pouze data z mikroklimatických snímačů z roku 2015 lze říct, že introdukce poloparazitů způsobila změnu vlhkostního a teplotního režimu stanoviště.

7 Závěr

Omezení expanzních druhů rostlin se věnuje nemalé množství studií. Kromě tradičních metod jako je sečení, hnojení či vápnění (Rebele & Lehmann 2001, Háková et al. 2004, Jongepierová 2008, Piqueray 2011), lze nalézt výzkumy využívající mikroorganismy (Ibekwe et al. 2010), hmyz (Frouz 2013) či různé druhy poloparazitických rostlin (Bao et al. 2014, Decler et al. 2013). Rod kokrhel parazituje především na rostlinách čeledi lipnicovitých (Poaceae) a bobovitých (Fabaceae), při čemž snižuje produkci jejich biomasy. Takto snížená produkce biomasy konkurenčně silných druhů uvolňuje prostor pro uchycení nových druhů rostlin a tím vede ke zvýšení diverzity vegetace. Kokrhele navíc, podobně jako bobovité, urychlují svým minerálně bohatým opadem dekompozici organické hmoty a zvyšují dostupnost živin cílovým druhům rostlin.

Výsledky tohoto výzkumu potvrzují předpokládané snížení produkce biomasy třtiny po introdukci jakéhokoliv z druhů kokrhelů. Snížená produkce třtiny způsobená odstraňováním její stařiny a výsevem kokrhelů zvýšila druhovou rozmanitost celé lokality o 18 nových druhů vyšších rostlin. Na druhou stranu s uvolněným prostorem bylo možné pozorovat zvýšené zastoupení neofytů. Použité mikroklimatické snímače odhalily ve vegetační sezóně 2015 snížení nadzemní teploty u více vzrůstných druhů kokrhelů a snížení vlhkosti půdy v zásazích s časnými druhy kokrhelů. Zajímavým výsledkem je naznačená meziroční cykličnost v zastoupení jetelovin v experimentálních plochách. Tento fakt může být vysvětlen parazitací kokrhelem, změnou dostupnosti živin v půdě nebo zvýšenou kompeticí nových druhů rostlin.

Mnou pozorované pozvolné zvyšování druhové diverzity je zřejmě dáno malou dostupností diaspor dalších lučních druhů anebo malou dostupností vody v písčitém půdním profilu. Pro ověření limitace růstu nových druhů živinami byly na podzim roku

2016 odebrány půdní vzorky, které byly odeslány k laboratorním analýzám. Dané výsledky budou následně srovnány s výsledky půdních analýz z roku 2013 v některé z vědeckých publikací.

I přes hodnotné výsledky vyvstaly s touto prací nové otázky, které by bylo vhodné řešit:

- Jakým levným způsobem lze urychlit uchycení nových druhů rostlin v polycenózách přetvořených kokrhelem při nízké abundanci diaspor v nejbližším okolí?
- Jakým způsobem kokrhel ovlivňuje prezenci neparazitovaných (nepreferovaných) druhů rostlin?
- Mají mikroklimatické změny způsobené kokrhelem vliv na zvýšení/snížení druhové diverzity?

8 Citace

- Ameloot E., Verheyen K. & Hermy M. (2005) Meta-analysis of standing crop reduction by *Rhinanthus* spp. and its effect on vegetation structure. *Folia Geobotanica*. 40:289–310.
- Ameloot E., Verheyen K., Bakker J.P., De Vries Y. & Hermy M. (2006) Long-term dynamics of the hemiparasite *Rhinanthus angustifolius* and its relationship with vegetation structure. *Journal of Vegetation Science*. 17:637–646.
- Baasch A., Kirmer A. & Tischew S. (2012) Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*. 49:251–260.
- Babai D. & Molnár Z. (2014) Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 182:123–130.
- Bao G., Suetsugu K., Wang H., Yao X., Liu L., Ou J. & Li Ch. (2014) Effects of the hemiparasitic plant *Pedicularis kansuensis* on plant community structure in a degraded grassland. *Ecological Research*. 30:507–515.
- Bardgett D.R., Smith R.S., Shiel R.S., Peacock S., Simkin J.M., Quirk H. & Hobbs P.J. (2006) Parasitic plants indirectly regulate below-ground properties in grassland ecosystems. *Nature*. 439:969–972.
- Baskin C.C. & Baskin J.M. (2001) *Seeds: Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Academic Press. 666s.
- Blažek P. (2009) Čím je omezováno rozšíření poloparazitické rostliny kokrhele menšího (*Rhinanthus minor*)?. České Budějovice. Bakalářská práce.

- Bouwmeester H.J., Roux Ch., Lopez-Raez J.A. & Bécard G. (2007) Trends in plant science. 12:224–230.
- Bullock J.M. & Pywell R.F. (2005) *Rhinanthus*: a tool for restoring diverse grassland? *Folia Geobotanica*. 40:273–288.
- Campbell E. (1927) Wild legumes and soil fertility. *Ecology*. 8:480–483.
- Cáblík J. & Jůva K. (1963) *Protierozní ochrana půdy*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 324s.
- Cornelissen J.H.C., Quested H.M., Logtestijn R.S.P., Pe´rez-Harguindeguy N., Gwynn-Jones D., Díaz S., Callaghan T.V., Press M.C. & Aerts R. (2006) Foliar pH as a new plant trait: can it explain variation in foliar chemistry and carbon cycling processes among subarctic plant species and types? *Ecosystem Ecology*. 147:315–326.
- Davies D.M., Graves J.D., Elias C.O. & Williams P.J. (1997) The impact of *Rhinanthus* spp. on sward productivity and composition: implication for the restoration of species-rich grasslands. *Biological Conservation*. 82:87–93.
- Davies D.M. & Graves J.D. (1998) Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and the hemiparasitic angiosperm *Rhinanthus minor* during co-infection of a host, *New phytologist*. 139:559–563.
- Declerck K., Bonte D. & Diggelen R.V. (2013) The hemiparasite *Pedicularis palustris*: ‘Ecosystem engineer’ for fen-meadow restoration. *Journal of Natural Conservation*. 21:65–71.
- Demey A., De Frenne P., Baeten L., Verstraeten G., Hermy M., Boecx P. & Verheyen K. (2014) The effects of hemiparasitic plant removal on community structure and seedling establishment in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*. 26:409–420.

- Fiala K. (1989) Underground biomass of three typical grass stands growing on areas deforested by air pollution. *Ekológia*. 8:105–116.
- Fiala K., Záhora J., Tůma I. & Holub P. (2004) Importance of plant matter accumulation nitrogen uptake and utilization on expansive of tallgrasses (*Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*) into an acidophilous dry grassland. *Ekológia*. 23:225–240.
- Frouz J. (2013) *Soil Biota and Ecosystem Development in Post Mining Sites*. CRC Press. 316 s.
- Gardner W.K.& Boundy, K.A. (1983) The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L. IV. The effect of interplanting wheat and white lupin on the growth and mineral composition of the two species. *Plant Soil*. 70:391–402.
- Gao-lin W., Zheng y., Zeng C., Yu L., Nu-fang F. & Zhi-hua Z. (2016) Mixed artificial grasslands with more roots improved mine soil infiltration capacity. *Journal of Hydrology*. 535:54–60.
- Geiseller D., Lazicki P.A.& Scow K.M. (2016) Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. *Applied Soil Ecology*. 106:1–10.
- Gibson C.C. & Watkinson A.R. (1989) The host range and selectivity of a parasitic plant: *Rhinanthus minor* L.. *Oecologia*. 78:401–6.
- Gibson C.C. & Watkinson A.R. (1991) Host selectivity and the mediation of competition by the root hemiparasite *Rhinanthus minor*. *Oecologia*. 86:81–87.
- Graham P.H. & Vance C.P. (2000) Nitrogen fixation in perspective: an overview of research and extension needs. *Field Crops Research*. 65:93–106.
- Heide-Jørgensen H.S. (2008) *Parasitic flowering plants*. Brill, Leiden. 454s.

- Háková A., Klauisová A. & Sádlo J. (eds.) (2004) *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. PLANETA. Praha: Ministerstvo životního prostředí.
- Haynes R.J. (2009) Reclamation and revegetation of fly ash disposal sites – Challenges and research needs. *Journal of Environmental Management*. 90:43–53.
- Hellström K., Bullock J.M. & Pywell R.F. (2011) Testing the generality of hemiparasitic plant effects on mesotrophic grasslands: A multi-site experiment. *Basic and applied ecology*. 12:235–243.
- Horrocs C.A., Heal K.V., Harvie B., Tallowin J.B., Cardenas L.M. & Dungait J.A.J. (2016) Can species-rich grasslands be established on former intensively managed arable soils? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 217:59–67.
- Hodson J. & Bryant J. (2012) *Functional Biology of Plants*. Wiley-Blackwell. 336 s.
- Holub P., Tůma I., Záhora J. & Fiala K. (2012) Different nutrient use strategies of expansive grasses *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*. *Biologia*. 67:673–680.
- Houston K. & Wolff K. (2012) *Rhinanthus minor* population genetic structure and subspecies: Potential seed sources of a keystone species in grassland restoration projects. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 14:423–433.
- Ibekwe A.I., Kennedy A.C. & Stubbs C.L. (2010) An assessment of environmental conditions for control of downy brome by *Pseudomonas fluorescens* D7, *International Journal of Environmental Technology and Management*. 12: 27–45.

- Jain R.K., Cui Z.C. & Domen J.K. (2016) *Environmental impacts of mining and mineral processing. Management, monitoring and auditing strategies*. 322s.
- Jongepierová I. [ed] (2008) *Louky Bílých Karpat*, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou. 461 s.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. [ed] (2012) *Ekologická obnova v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Praha. 148s.
- Joshi J., Matthies D. & Schmid B. (2000) Root hemiparasites and plant diversity in experimental grassland communities. *Journal of ecology*. 88: 634-644.
- Kalle H., Ari-Pekka H., Pasi R. & Juha T. (2007) Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation*. 17:236–244.
- Klainová J. (2001) *Obnova druhově bohatých luk na orné půdě: vliv iniciální druhové diverzity*. České Budějovice. Diplomová práce. 67s.
- Kolářová P. (2014) *Obnova druhově bohatých luk na výsypkách po těžbě uhlí, vliv různých technik a velikosti obnovované plochy*. Praha. Diplomová práce. 80s.
- Kołos A. & Banaszuk P. (2013) Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering*. 55:23–28.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. ml., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (2002). *Klíč ke květeně České Republiky*. Academia. Praha. 928s.
- Krause B. & Culmsee H. (2013) The significance of habitat continuity and current management on the compositional and functional diversity of grasslands in the uplands of Lower Saxony, Germany. *Flora*. 208:299–311.

- Mapy-prohlížení. *GeoPortal*. [online]. ©2012–2015 [cit. 2016–11–11]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map/>
- Mudrák O., Mládek J., Blažek P., Lepš J., Doležal J., Nekvapilová E. & Těšitel J. (2014) Establishment of hemiparasitic *Rhinanthus* spp. in grassland restoration: lessons learned from sowing experiments. *Applied Vegetation Science* 17:274–287.
- Mudrák O., Bello F., Doležal J. & Lepš J. (2016) Changes in the functional trait composition and diversity of meadow communities induced by *Rhinanthus minor* L.. *Folia Geobotanica*. 51:1–11.
- Müller I.B., Buhk K., Lange D., Entlong E.H. & Schrimel J. (2016) Contrasting effects of irrigation and fertilization on plant diversity in hay meadows. *Basic and Applied Ecology*. 17:576–585.
- Novák M. & Konvička M. (2006) Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological engineering*. 26:113–122.
- Öster M., Ask K., Römermann Ch., Tackenberg O. & Ericsson O. (2009) Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 130:93–99.
- Pallett D.W., Pescott O.L. & Schäfer S.M. (2016) Changes in plant species richness and productivity in response to decreased nitrogen inputs in grassland in southern England. *Ecological indicators*. 68:73–81.
- Pessaraki M. [ed] (2011) *Handbook of plant and crop stress*. CRC Press, New York. 1245 s.

- Phoenix G.K. & M.C. Press (2005) Linking physiological traits to impact on community structure and function: the role of root hemiparasitic Orobanchaceae (ex-Scrophulariaceae). *Journal of Ecology*. 93:67–78.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Core Team (2016) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-128, <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Piqueray J., Bottin G., Delescaille L.M., Bisteau E., Collinet G. & Mahy G. (2011) Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grasslands restored from forest stands, *Ecological indicators*. 11:724–733.
- Prach K. & Pyšek P. (2001) Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*. 17:55–62.
- Prach K., Řehouňková K., Řehounek J. & Konvalinková P. (2011) Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landscape Research*. 36: 263–268.
- Procházka S. & Macháčková I. (1998) *Fyziologie rostlin*. Praha: Academia. 484s.
- Pruchniewicz D. & Zołnierz L. (2014) The influence of environmental factors and management methods on the vegetation of mesic grasslands in a central European mountain range. *Flora*. 209:687–692.
- Pywell R. F., Bullock J. M., Walker K. J., Coulson S. J., Gregory S. J. & Stevenson M. J. (2004) Facilitating grassland diversification using the hemiparasitic plant *Rhinanthus minor*. *Journal of Applied Ecology*. 41:880–887.
- Rebele F. (1996a) *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth auf antropogenen Standorten – ein Überblick. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*. 26:753–763.

- Rebele F. (1996b) *Konkurrenz und Koexistenz bei ausdauernden Ruderal pflanzen*. Hamburg. 191 s.
- Rebele F. (2000) Competition and coexistence of rhizomatous perennial plants along a nutrient gradient. *Plant Ecology*. 147:77–94.
- Rebele F. & Lehmann C. (2001) Biological flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.). *Flora*. 196:325–344.
- Ritzka T. (2014) Vliv inokulace semen rhizobakteriemi na uchycení jetelovin v travním porostu s dominancí *Calamagrostis epigejos*. Bakalářská práce. Olomouc.
- Scotton M. (2016) Establishing a semi-natural grassland: Effects of harvesting time and sowing density on species composition and structure of a restored *Arrhenatherum elatius* meadow. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 220: 35–44.
- Sedláková, I., & Fiala, K., (2001) Ecological problems of degradation of alluvial meadows due to expanding *Calamagrostis epigejos*. *Ekológia*. 20 (3):226–233.
- Slavík B. [ed.] (1995) *Květena České Republiky*. 4.díl. Academia. Praha. 539 s..
- Slavík B. [ed.] (2000) *Květena České republiky*. 6. díl. Academia. Praha. 590 s..
- Sojneková M. & Chytrý M. (2015) From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecological Engineering*. 77:373–381.
- Stampfi A. & Zeiter M. (1999) Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science*. 10:151–164.
- ter Braak C.J.F & Šmilauer P. (2002) *Canoco for Windows 4.56*. Centre for biometry Wageningen, Wageningen.

- Těšitel J., Těšitelová T., Fisher J. P., Lepš J. & Cameron D. D. (2014) Integrating ecology and physiology of root-hemiparasitic interaction: interactive effects of abiotic resources shape the interplay between parasitism and autotrophy. *New Phytol.* 205:350–360.
- Těšitel J. (2015) Využití poloparazitických rostlin při obnově a managementu travinných společenstev. *Zprávy České Botanické Společnosti. Praha.* 27:51–61.
- Thorhallsdottir T.E. (1990) The Dynamics of a Grassland Community: A Simultaneous Investigation of Spatial and Temporal Heterogeneity at Various Scales. *Journal of Ecology.* 78:884–908.
- TOMST. *TOMST.* [online]. 6.10.2016 [cit. 2016-10-06].
Dostupné z: <http://tomst.com/web/cz/>
- Torok P., Deák B., Vida E., Valkó O., Lengyel S. & Tóthmérész (2010) Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation.* 143:806–812.
- Valkó O, Deák B., Magura T., Török P., Kelemen A., Tóth K., Horváth R., Nagy D.D., Debnár Z., Zsigrai G., Kapocsi I. & Tóthmérész B. (2016) Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands. A multi-taxa approach. *Science of the Total Environment.* 572:1377–1384.
- Venterink H.O. (2011) Legumes have a higher root phosphatase activity than other forbs, particularly under low inorganic P and N supply. *Plant & Soil.* 347:137–146.
- Wang H. & Chen H. (2016) The importance of plant functional groups under different fertilization and mowing regimes: Implications for sustainable meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 224:67–74.

Watson D.M. (2009) Parasitic plants as facilitators: More Dryad than Dracula? *Journal of Ecology*. 97:1151–1159.

Westbury D.B., Davies A., Woodcock B.A. & Dunnett N.P. (2006) Seeds of change: The value of using *Rhinanthus minor* in grassland restoration. *Journal of Vegetation Science*. 17:435–446.

9 Přílohy

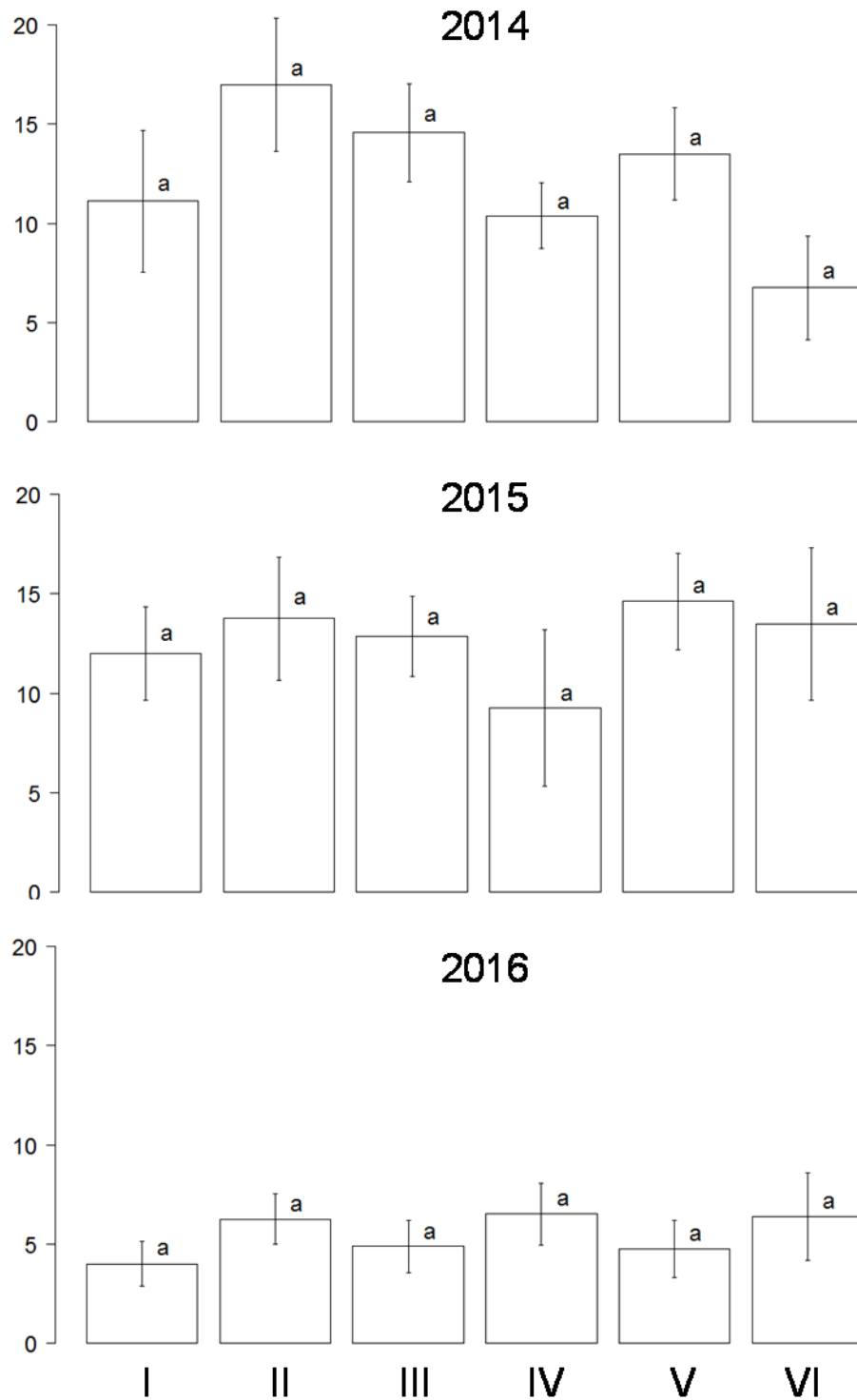
Příloha 1 Nalezené druhy rostlin v roce 2013 a 2016 (nomenklatura dle práce Kubát et al. 2002), * jsou označeny invazní neofyty

latinský název	zkratka	český název	rok nálezu	procentuální změna
<i>Calamagrostis epigejos</i>	CalEpi	třtina křovištní	2013/2016	-41.42
<i>Trifolium pratense</i>	TriPra	jetel luční	2013/2016	-4.28
<i>Trifolium repens</i>	TriRep	jetel plazivý	2013/2016	-0.65
<i>Potentilla anserina</i>	PotAns	mochna husí	2013/2016	-0.48
<i>Tussilago farfara</i>	TusFar	podběl lékařský	2013/2016	-0.35
<i>Plantago major*</i>	PlaMaj	jitrocel větší	2013/2016	-0.28
<i>Cirsium palustre</i>	CirPal	pcháč bahenní	2013/2016	-0.24
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	TarRud	pampeliška smetánka	2013/2016	-0.23
<i>Cirsium arvense*</i>	CirArv	pcháč rolní	2013/2016	-0.20
<i>Symphytum officinale</i>	SymOff	kostival lékařský	2013/2016	-0.16
<i>Tanacetum vulgare*</i>	TanVul	vratič obecný	2013/2016	-0.13
<i>Melilotus albus*</i>	MelAlb	komonice bílá	2013/2016	-0.12
<i>Artemisia vulgaris</i>	ArtVul	pelyněk černobýl	2013/2016	-0.07
<i>Polygonum aviculare</i>	PolAvi	truskavec ptačí	2013	-0.06
<i>Convolvulus arvensis</i>	ConArv	svlačec rolní	2013	-0.04
<i>Salix sp.</i>	Sal sp.	vrba	2013	-0.04
<i>Setaria viridis</i>	SetVir	bér zelený	2013	-0.04
<i>Conyza canadensis*</i>	ConCan	turanka kanadská	2013/2016	-0.03
<i>Oenothera biennis*</i>	OenBie	pupalka dvouletá	2013/2016	-0.02
<i>Arctium minus</i>	ArcMin	lopuch menší	2013	-0.02
<i>Barbarea vulgaris</i>	BarVul	barborka obecná	2013	-0.02
<i>Dactylis polygama</i>	DacPol	srha hajní	2013	-0.02
<i>Ficaria verna</i>	FicVer	orsej jarní	2013	-0.02
<i>Sonchus oleraceus</i>	SonOle	mléč zelinný	2013/2016	-0.02

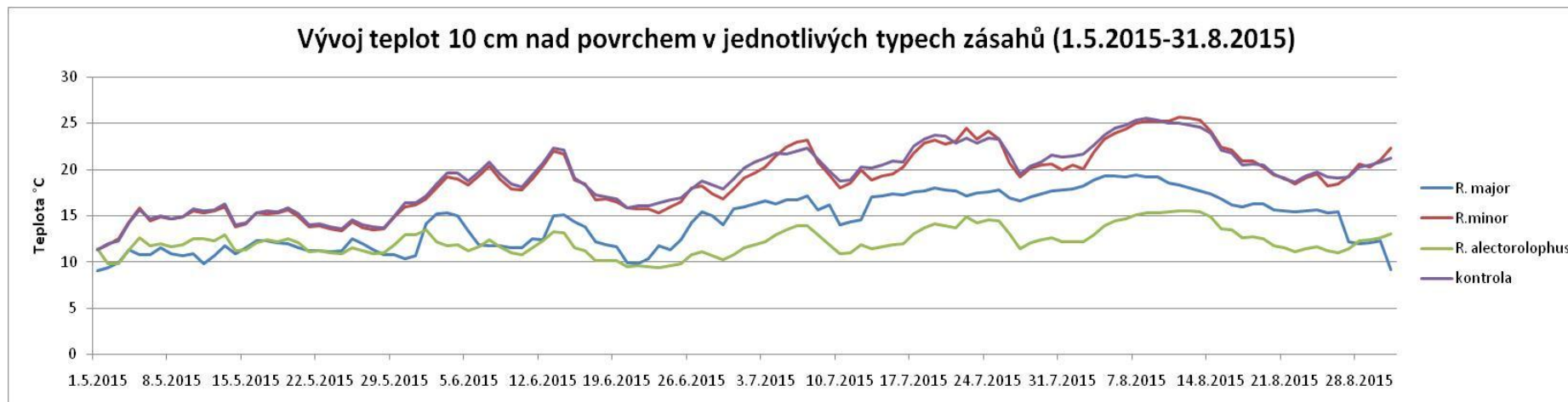
<i>Geum urbanum</i>	GeuUrb	kuklík městský	2013/2016	-0.02
<i>Rosa canina</i>	RosCan	růže šípková	2013/2016	-0.02
<i>Anagallis arvensis</i>	AnaArv	drchnička rolní	2013/2016	-0.01
<i>Cerastium holosteoides</i>	CerHol	rožec obecný luční	2016	0.00
<i>Luzula campestris</i>	LuzCam	bika ladní	2016	0.00
<i>Quercus robur</i>	QueRob	dub letní	2016	0.00
<i>Centaureum erythraea</i>	CenEry	zeměžluč okolíkatá	2016	0.01
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AntOdo	tomka vonná	2013/2016	0.01
<i>Equisetum arvense</i>	EquArv	přeslička rolní	2016	0.02
<i>Sonchus asper</i>	SonAsp	mléč drsný	2016	0.02
<i>Vicia cracca</i>	VicCra	vikev ptačí	2016	0.02
<i>Veronica chamaedrys</i>	VerCha	rozrazil rezekvítek	2016	0.03
<i>Cichorium intybus</i>	CicInt	čekanka obecná	2016	0.05
<i>Senecio jacobaea</i>	SenJac	starček přímětník	2016	0.05
<i>Centaurea jacea</i>	CenJac	chrpa luční	2016	0.07
<i>Hieracium bauhini</i>	HieBau	jestřábník Bauhinův	2016	0.08
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	TriMar	heřmánkovec přímořský	2013/2016	0.09
<i>Poa pratensis</i>	PoaPra	lipnice luční	2013/2016	0.10
<i>Pastinaca sativa</i>	PasSat	pastinák setý	2013/2016	0.10
<i>Betula pendula</i>	BetPen	bříza bělokorá	2016	0.11
<i>Plantago media</i>	PlaMed	jirocel prostřední	2016	0.11
<i>Hypericum perforatum</i>	HypPer	třezalka tečkovaná	2016	0.13
<i>Hypochaeris radicata</i>	HypRad	prasetník kořenatý	2013/2016	0.14
<i>Poa annua</i>	PoaAnn	lipnice roční	2013/2016	0.15
<i>Phalaris arundinacea</i>	PhaAru	chrastice rákosovitá	2013/2016	0.20
<i>Arrhenatherum elatius*</i>	ArrEla	ovsík vyvýšený	2016	0.21
<i>Medicago lupulina</i>	MedLup	tolice dětelová	2013/2016	0.22

<i>Trifolium dubium</i>	TriDub	jetel pochybný	2013/2016	0.23
<i>Epilobium ciliatum*</i>	EpiCil	vrbovka žláznatá	2013/2016	0.27
<i>Elytrigia repens</i>	ElyRep	pýr plazivý	2013/2016	0.33
<i>Agrostis capillaris</i>	AgrCap	psineček obecný	2013/2016	0.36
<i>Plantago lanceolata</i>	PlaLan	jítrocel kopinatý	2013/2016	0.37
<i>Medicago sativa</i>	MedSat	tolice vojtěška	2013/2016	0.40
<i>Trifolium hybridum</i>	TriHyb	jetel zvrhlý	2013/2016	0.43
<i>Festuca rubra</i>	FesRub	kostřava červená	2016	0.50
<i>Lathyrus pratensis</i>	LatPra	hrachor luční	2016	0.60
<i>Solidago canadensis*</i>	SolCan	zlatobýl kanadský	2013/2016	0.60
<i>Poa trivialis</i>	PoaTri	lipnice obecná	2013/2016	0.76
<i>Cirsium vulgare</i>	CirVul	Pcháč obecný	2013/2016	0.88
<i>Carex hirta</i>	CarHir	ostřice srstnatá	2013/2016	1.05
<i>Vicia tetrasperma</i>	VicTet	vikev čtyřsemenná	2013/2016	1.05
<i>Daucus carota</i>	DauCar	mrkev obecná	2013/2016	1.07
<i>Achillea millefolium</i>	AchMil	řebříček obecný	2013/2016	1.22
<i>Leucathemum ircutianum</i>	LeuIrc	kopretina irkutská	2013/2016	1.27
<i>Dactylis glomerata</i>	DacGlo	srha laločnatá	2013/2016	1.34
<i>Phragmites australis</i>	PhrAus	rákos obecný	2013/2016	2.29
<i>Holcus lanatus</i>	HolLan	medyněk vlnatý	2013/2016	2.32
<i>Rhinanthus major</i>	RhiMaj	kokrhel větší	2016	3.13
<i>Rhinanthus minor</i>	RhiMin	kokrhel menší	2016	3.33
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	RhiAle	kokrhel luštinec	2016	3.87
<i>Lotus corniculatus</i>	LotCor	štírovník růžkatý	2013/2016	4.07
<i>Trifolium campestre</i>	TriCam	jetel ladní	2013/2016	4.16
<i>Erigeron annuus</i>	EriAnn	turan roční	2013/2016	11.18

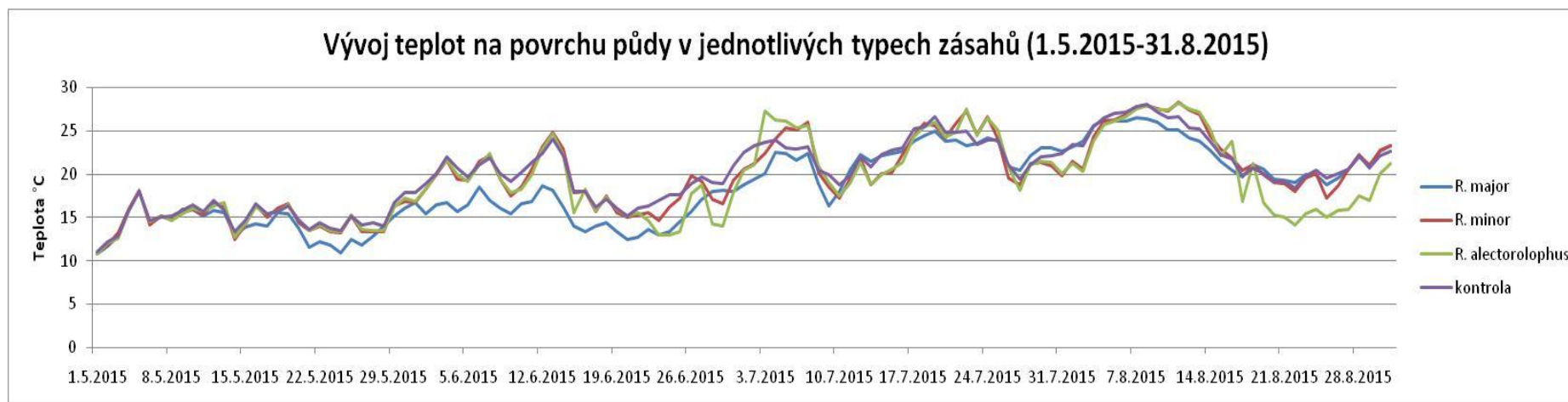
Příloha 2 Biomasa třtiny v původních typech zásahů v letech 2014, 2015 a 2016. Původní typy zásahů: I kontrola, II jetel bez bakterií, III jetel s bakteriemi, IV tollice bez bakterií, V tollice s bakteriemi, VI samostatné bakterie. Úsečka ukazuje střední chybu průměrů (SE). Stejná písmena indikují žádné rozdíly mezi zásahy.



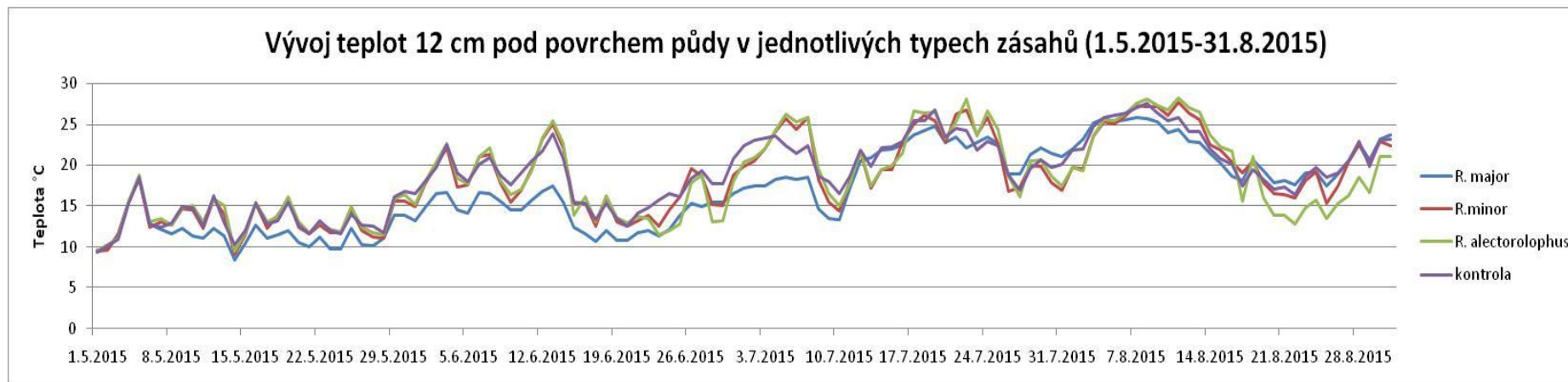
Příloha 3 Výstup snímaných teplot 10cm nad povrchem půdy. R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec



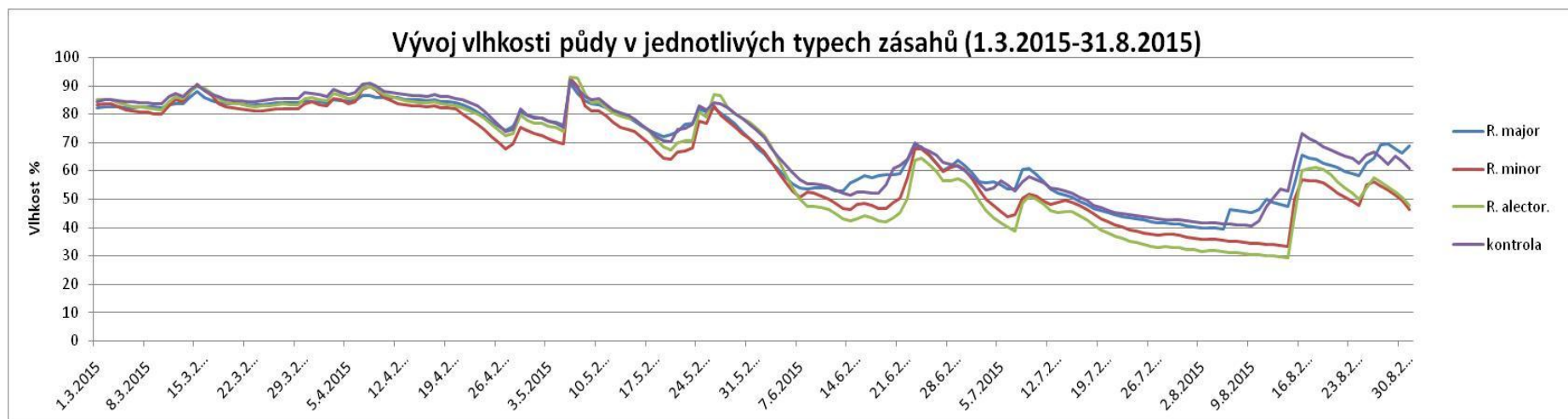
Příloha 4 Výstup snímaných teplot na povrchu půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec



Příloha 5 Výstup snímaných teplot 12cm pod povrchem půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec



Příloha 6 Výstup snímané vlhkosti půdy R. major – kokrhel větší, R. minor – kokrhel menší, R. alectorolophus – kokrhel luštinec



Příloha 7 Satelitní snímek sádrovcového lomu Kobeřice. Červený obrys značí místo umístění experimentálních ploch. Oranžový obrys ohraničuje nejbližší druhově bohatou vegetaci. (GeoPortal 2015[online]).



Příloha 8 Skutečné rozvržení pokusných ploch v terénu (GeoPortal 2015[online]).



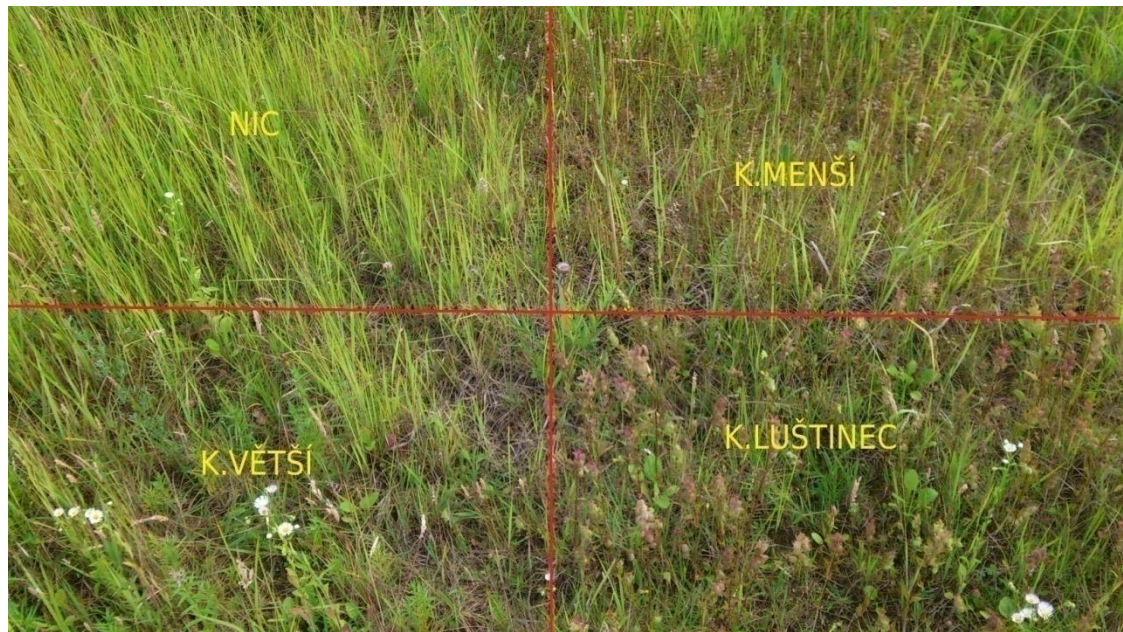
Příloha 9 Výzkumný blok s kvetoucím kokrhelem luštincem



Příloha 10 Čtyři typy zásahů: Vlevo nahoře - kvetoucí kokrhel luštinec, vpravo nahoře - kvetoucí kokrhel menší, vlevo dole - pozdní fenotyp kokrhele většího, vpravo dole – kontrola.



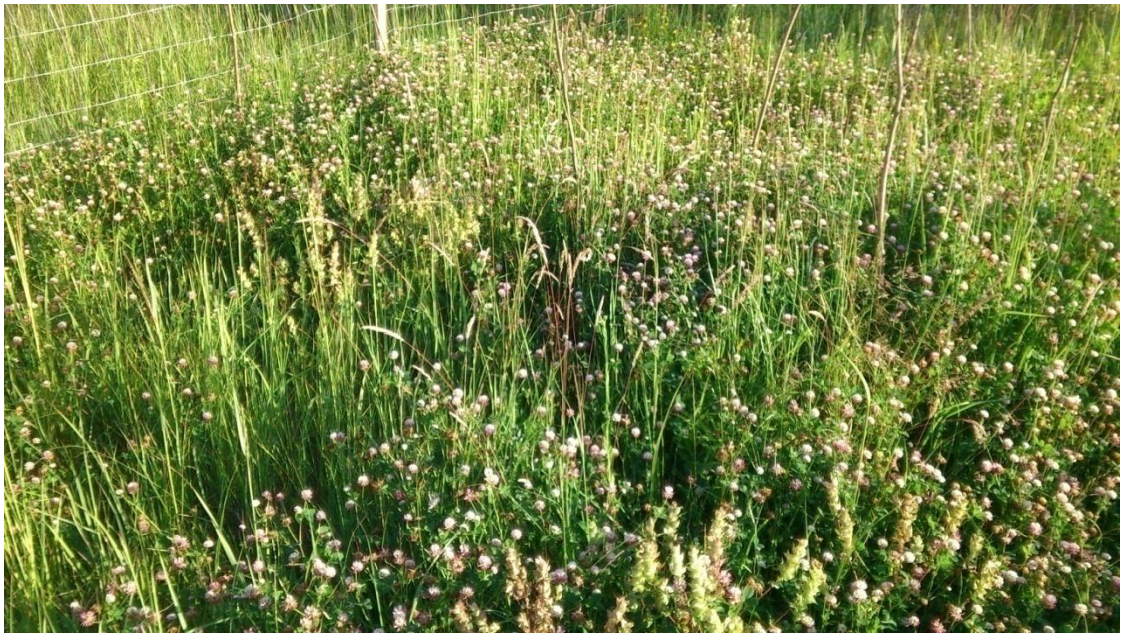
Příloha 11 Různé typy zásahů v létě roku 2015.



Příloha 12 Odběr nadzemní vegetace vytyčovací čtvercem 0,09m².



Příloha 13 Hustý porost nevysévaného jetele zvrhlého (*Trifolium hybridum*) roce 2014.



Příloha 14 Mikroklimatické snímače ve vegetaci invazního turanu ročního (*Erigeron annuus*).

