

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Zuzana Pusztaiová

Význam prosvětlení lesa pro rostlinná společenstva v NP Podyjí

The importance of clearings on plant communities in Podyjí National Park

Diplomová práce

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, PhD

Praha 2017

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, 19. 7. 2017

Zuzana Pusztaiová

Poděkování:

Na tomto místě bych ráda poděkovala své školitelce Zuzce Münzbergové za odborné rady a věnovaný čas. Děkuji také Lence Reiterové ze Správy NP Podyjí za spolupráci a Jiřímu Doležalovi a Lukáši Čížkovi, že mi umožnili pracovat na lokalitách vzniklých v rámci jejich projektu. Obrovský dík patří Jirkovi a Janě Procházkovým a Báře Lepkové za jejich rady i pomoc se zpracováním dat. V neposlední řadě chci poděkovat své rodině: Martinovi, za jeho rady a odbornou pomoc, i za to, že si na celé dny bral naši dceru, abych mohla pracovat, a že tu pro mě vždycky byl; veliké „děkuji“ patří Aničce, že měla s mámou tak obrovskou trpělivost, když na ni často neměla vůbec čas, a že tolerovala mámino sezení za počítačem namísto dětských her; a taky svým rodičům, kteří mě od mala ve všem podporují.

Obsah

Abstrakt.....	- 5 -
Abstract.....	- 7 -
1. Úvod.....	- 9 -
2. Cíle práce	- 16 -
3. Charakteristika území	- 16 -
4. Metodika	- 19 -
4.1 Studované lokality a jejich struktura.....	- 19 -
4.2 Sběr dat v terénu	- 21 -
4.3 Zpracování dat a statistické analýzy	- 22 -
4.3.1 Data z terénního snímkování	- 22 -
4.3.2 Semenná banka	- 24 -
5. Výsledky	- 26 -
5.1 Podoba vegetace pasek a její změny	- 26 -
5.1.1 Vliv zásahu na pokryvnost druhů	- 26 -
5.1.2 Diverzita.....	- 28 -
5.2 Reakce vybraných skupin rostlinných druhů na prosvětlení lesa	- 31 -
5.2.1 Ohrožené druhy rostlin	- 31 -
5.2.2 Nepůvodní druhy rostlin	- 34 -
5.3 Porovnání druhového složení jednotlivých biotopů a lokalit	- 36 -
5.3.1 Podobnost pasek a kontrolních ploch	- 36 -
5.3.2 Vliv izolace paseky	- 38 -
5.3.3 Podobnost společenstev na lokalitách.....	- 39 -
5.4. Semenná banka	- 40 -
6. Diskuse.....	- 45 -
6.1 Diskuse metodiky sběru dat	- 45 -
6.2 Diskuse výsledků	- 47 -
6.2.1 Podoba vegetace pasek a její změny	- 47 -
6.2.2 Reakce vybraných skupin rostlinných druhů na prosvětlení lesa	- 49 -
6.2.3 Porovnání jednotlivých biotopů	- 50 -
6.2.4. Porovnání jednotlivých lokalit	- 52 -
6.2.5. Semenná banka	- 53 -
7. Závěr	- 55 -
8. Literatura.....	- 57 -
9. Přílohy.....	- 63 -

Abstrakt

V této práci se zabývám různými aspekty vlivu vytvoření nových pasek na rostlinná společenstva v NP Podyjí. Zvláštní prostor přitom věnuji světlomilným, chráněným a nepůvodním druhům rostlin, a jejich reakci na nově vzniklé světliny. Oblast NP Podyjí byla velice dlouho a kontinuálně využívána lidmi. Existuje zde proto celá řada světlomilných rostlinných druhů, vázaných na určitý režim antropogenních disturbancí.

Vývoj rostlinných společenstev jsem sledovala pomocí fytoocenologických snímků na šesti dvojicích pasek (paseky izolované v lese a paseky propojené s bezlesím), vykácených v letech 2011 a 2012. Zároveň jsem snímkovala i přilehlé zapojené lesy a lesostepi na hraně kaňonu. Během prvního roku po vykácení došlo k výraznému vzrůstu diverzity i pokryvnosti druhů na pasekách. V dalších letech probíhaly výraznější změny na izolované pasece, u které porostní žebro pravděpodobně zpomalilo kolonizaci novými jedinci. Na pasekách byla diverzita i abundance rostlin výrazně vyšší než v zapojeném lese a lesostepi. Počet ohrožených druhů rostlin byl nejvyšší na lesostepích. Na pasekách bylo zaznamenáno několik unikátních druhů ohrožených rostlin, které nebyly zjištěny v žádném jiném biotopu. Zároveň se však na pasekách vyskytlo signifikantně vyšší množství nepůvodních (včetně invazních) druhů rostlin, než na ostatních studovaných biotopech. Kvůli zvýšené dostupnosti živin po seči se na pasekách vyskytovalo i množství nitrofilních, kompetičně silných druhů.

Druhové složení lesostepí se výrazně odlišovalo od ostatních tří studovaných biotopů. Tím byla vyvrácena hypotéza, že právě druhy rostlin z lesostepí budou nejvíce využívat nově vzniklé paseky. Společenstva na pasekách obsahovala jak lesní, tak světlomilné druhy rostlin. Předpokládám, že se v dalších letech bude složení druhů na obou typech pasek ještě výrazně měnit. Společenstva paseky izolované v lese a paseky propojené s bezlesím se průkazně odlišovala. Izolace paseky má na vývoj společenstva výrazný vliv; zdá se, že porostní žebro funguje jako bariéra v šíření druhů.

Z pasek a ze zapojeného lesa byly odebrány půdní vzorky pro zjištění semenné banky. Semenná banka na pasekách se nepadobá ani jednomu ze čtyř studovaných biotopů. Stejně tak semenná banka ze zapojeného lesa obsahuje velké množství unikátních druhů, které v terénu zjištěny nebyly. Dá se proto předpokládat, že obě semenné banky byly dosycovány semeny z jiných společenstev. Spekulovat můžeme i o přežití semen z dob aktivního managementu v těchto lesích.

Výsledky této práce ukazují, že prosvětlení předržené pařeziny v NP Podyjí mělo na rostlinná společenstva pozitivní vliv. Pokud se na pasekách zavede vhodný management, který by pravidelně odstraňoval ze systému nadbytečné živiny, lze předpokládat podpoření diverzity i ohrožených a světlomilných druhů i do budoucna.

Klíčová slova: paseky, NP Podyjí, diverzita, chráněné druhy rostlin, nepůvodní druhy rostlin, vývoj vegetace, světlo, nížinné lesy, management

Abstract

In this thesis I deal with various aspects of influence of clearings on plant communities in NP Podyjí. Special space is dedicated to light-demanding, threatened and alien plant species, and their response to light improvement. The area of the Podyjí NP has been used by people continuously for a very long time. There is therefore a whole range of plant species, linked to a certain anthropogenic disturbance regime.

I observed the development of plant communities using phytocenological relevés on six pairs of clearings (isolated and connected with open habitats), created in 2011 and 2012. At the same time, I also investigated the adjacent closed-canopy forests and open forests on the edge of the canyon. During the first year after cutting, there was a significant increase in diversity and species cover in the clearings. In the following years, significant changes took place on isolated clearings, as the zone of closed-canopy forest delayed low colonization by new individuals in first years. In the clearings, diversity and abundance of plants were significantly higher than in the closed-canopy forest and open forest. The number of endangered plant species was the highest in open forest. Several unique species of endangered plants have been recorded on clearings. These species have not been found in any other biotope. At the same time, however, there was a significant increase in the number of alien (including invasive) plant species in the clearings compared to other studied biotopes. Due to the increased availability of nutrients after cutting, higher number of nitrophilic, strongly competitive species was also found on the clearings.

The species composition of the open forests differed significantly from the other three studied habitats. So we can reject the hypothesis that the species of open forests will be the main colonizers of the newly created clearings. The communities in the clearings included both closed-canopy forest species and light-demanding species of plants. I suppose that composition of plant species on both types of clearings will change significantly in the following years. The communities of the clearings isolated in the closed-canopy forest and the clearings connected with the open habitats have been distinctly different. Isolation of the clearings has a significant influence on the development of the community; zone of closed-canopy forest operate as a barrier to species spread.

Soil samples were taken from the clearings and from the closed-canopy forests to determine composition of the seed bank. The seed bank in the clearings does not resemble either of the four studied habitats. Similarly, the seed bank of the closed-canopy forest contains a large number of unique species not found in the other habitats. I suppose that both seed banks contain seeds from other communities. We can also speculate about the survival of seeds from the time of active management in these forests.

The results of this work show that increase of light availability in the preserved coppice-woodland in NP Podyjí had a positive influence on the plant communities. If we will introduce suitable management to remove the excess nutrients from the system, we can suppose that the diversity of both endangered and light-demanding species will also be encouraged in the future.

key words: clearings, NP Podyjí, diversity, protected plant species, alien plant species, vegetation development, light, lowland forests, management

1. Úvod

Podoba nížinných lesů, tak jak je známe ještě z počátku minulého století, je velice úzce spjata s historií daného regionu. Největší podíl na jejich struktuře jistě nese člověk. Díky dlouhé historii hospodaření se zde vyvinula bohatá společenstva světlomilných kompetičně slabších druhů organismů. Po ukončení antropogenních disturbancí tyto druhy postupně mizí, analogicky s tím, jak se ze světlého lesa stává zapojený tmavý porost.

Již před začátkem neolitu byla krajina ovlivňována lidskou činností. Zpočátku bylo pozměňováno především blízké okolí lidských sídel, které sloužilo jako zdroj materiálů a obživy, ale postupně vliv na podobu krajiny i vegetace sílil. Největší změny se týkaly lesních ekosystémů v nížinách a středních polohách, které byly pod přímým tlakem člověka postupně rozvolňovány. Přestože se dnes spekuluje, jaká byla konkrétní podoba předhistorických lesů, je jisté, že člověk hrál v jejich vývoji zásadní roli (Kadavý et al., 2011; Altman et al., 2013; Sádlo et al., 2005).

Převládající názor druhé poloviny minulého století, tedy předpoklad holocénní krajiny porostlé hustým a zapojeným lesem, byl již překonán, jelikož novější paleoekologické výzkumy ukázaly, že se ve středoevropské krajině vyskytovaly i otevřené travnaté plochy (Birks, 2005). Struktura lesních porostů byla ovlivňována požáry (Adámek et al., 2015), větrem (Niklasson et al., 2010; Hultberg et al., 2015) i velkými kopytníky (Bengtsson et al., 2000; Vera, 2000), později se přidal člověk.

Často diskutovanou hypotézu o podobě středoevropské předhistorické krajiny formuloval Frans Vera (Vera, 2000), který tvrdí, že nížinné lesy holocénu měly lesostepní až parkovou strukturu. Vycházel z poznatku, že dub, považovaný za jednu z dominant tehdejších lesů, není schopen zmlazovat pod hustým korunovým zápojem, dokonce ani v malých porostních gapech. V krajině se podle něj střídaly ostrůvky dospělých stromů, obklopených trnitými lemy (tvořenými např. druhem *Prunus spinosa*), a větších či menších travnatých ploch mezi nimi. Semenáčky dubů mohly růst v trnitých lemech, kterým se spásači vyhýbali. Poté co semenáče dorostly do určité velikosti, světlomilné keře uhynuly. Ve chvíli, kdy některý z velkých stromů odumřel a spadl, kopytníci zde spásáním uvolněné plochy zabránili obnově lesa ze semen. Divoké kopytníky po příchodu člověka postupně nahradila domestikovaná zvířata a tlak na les ještě zesílil vlivem lidských zásahů.

Po neolitické revoluci se v lesích hospodařilo relativně neorganizovaně, přesto byly lidské zásahy do struktury lesů místy velice intenzivní. Náhodné probírání stromů a kácení souvislejších ploch se však postupně měnilo na propracovaný a účelný management. Již v raném středověku měla část nížinných lesů charakter pastevních pařezin, a tento typ hospodaření byl pak po staletí dominantním (Altman et al., 2013). Dřevo z pařezin sloužilo především jako zdroj paliva, proto byly upřednostňovány slabší stromy, které nebyly náročné na zpracování. Výmladkové lesy však měly i další funkce, mimo jiné se zde získávala kůra pro kožedělnou výrobu, pruty pro stavby ohrad, výstavky sloužily jako stavební dřevo a jejich plody byly důležitou součástí stravy domácích prasat, která se v pařezinách často pásala. Existují také doklady o tom, že se dřevo z výmladkových lesů velmi často používalo pro pálení dřevěného uhlí v milířích (Ito et al., 2012; Kadavý et al. 2011; Montes et al., 2004; Misra et al., 1995; Jansen et Kruiper, 2004).

S postupem času se začalo v lesích hospodařit čím dál intenzivněji. Tento trend vygradoval v období středověku a novověku, kdy člověk pronikl do horských lesů a začal svou činností výrazněji ovlivňovat i je (Van Calster et al., 2008c; Altman et al., 2013). Těžba dřeva ve vyšších nadmořských výškách však jen málo ovlivnila typ managementu v nížinných lesích.

V období průmyslové revoluce ale začalo výmladkových lesů ubývat. S objevem fosilních paliv již nebylo třeba pěstovat les pro palivové dřevo, naopak silně stoupla poptávka po větších stromech s mohutným kmenem, potřebných pro stavby budov, takže byla velká část pařezin ve velice krátkém časovém období převedena na vysokokmenný les (Jansen et Kuiper, 2004; Kadavý et al. 2011). Tento trend vygradoval po druhé světové válce, kdy se v České Republice přestalo aktivně hospodařit v naprosté většině nízkých a středních lesů. Například na Soutoku (chráněné území v okolí soutoku řek Moravy a Dyje) jen mezi lety 1938 a 2009 klesla rozloha otevřených lesů z 68.5% na 14.1% (Miklín et Čížek, 2014). Dnes jsou světlé lesy buď zcela zapojené, nebo jsou světlejší porosty natolik fragmentované, že většina jejich někdejší biodiverzity je ztracena (Miklín and Čížek, 2014; Varga et al., 2015).

Princip výmladkového lesa (synonyma výmladkového lesa jsou pařezina či světlý les) spočívá ve schopnosti některých dřevin zmlazovat z dormantních pupenů na pařezech či kořenech. Po seči z pařezů či kořenů vyraší nové pruty, které postupně dorůstají v zapojený les. Vzniká tak typický tvar výmladného stromu, tzv. polykormon, kdy

z jednoho místa vyrůstá několik slabších kmenů se společným kořenovým systémem (Baeten et al., 2009).

K úplnému zapojování korun stromů dochází ve stadiu mlaziny, přibližně 6 až 8 let po seči. Doba obmýtí, tedy doba od skončení jedné seče, přes dorůstání lesa, až po skončení následující seče, závisí na mnoha faktorech, zejména na očekávané produkci dřeva, druhu dřeviny a úživnosti daného stanoviště. Průměrně se pohybuje okolo 20 až 30 let, ale jsou známy i extrémní případy, např. vrbové prutníky jsou mýceny co 5 let, některé typy olšin mají dobu obmýtí naopak padesát let dlouhou (MZe ČR, 1995, Van Calster et al., 2008a).

Výmladkové lesy mohou mít dva tvary, a to nízký (nízkokmenný) a střední. V nížinách a pahorkatinách střední Evropy převládá střední tvar lesa nad lesem nízkokmenným, a to zejména proto, že se jednalo o hospodářsky výhodnější alternativu. Střední les je etážovitý tvar lesa, jehož spodní patro tvoří běžný nízkokmenný les. Při každé seči se zde ponechává několik stromů semenného původu, tzv. výstavek, které tvoří horní patra a mohou být značně staré. V našich podmínkách se jako výstavky nejčastěji používaly duby (Altman et al., 2013). Díky patrovitému uspořádání lesa a zpravidla vysokému věku výstavek nabízí střední lesy bohatou mozaiku habitatů a vyznačují se vysokou biodiverzitou (Van Calster et al., 2007).

Výmladkové lesy (nízké i střední) byly většinou rozparcelovány do menších celků, na kterých seče probíhaly postupně, jen výjimečně docházelo k nárazovému vytěžení ploch lesa přesahujících 2 ha. Vznikala tak mozaika nejrůznějších stadií růstu lesa, od pasek po zapojený, ale relativně mladý les. Vzhledem k této výjimečné heterogenitě, mozaikovitě struktuře mýtních kompartmentů a kontinuálnímu přechodu mezi jednotlivými typy habitatů, jsou pařeziny výjimečně druhově bohaté (Evans et Barkham, 1992). Mnoho studií dokazuje, že diverzita výmladkových lesů je vyšší, než by byla v případě vysokokmenného lesa nebo úplné absence managementu (Rogers et al., 2008; Baum et al., 2012). Vyskytuje se zde větší počet druhů cévnatých rostlin (Van der Werf, 1991; Van Calster et al., 2008a), ptáků (Fuller et Henderson, 1992) i bezobratlých živočichů (Feber et al., 2001; Konvička et al., 2004).

Na vysokou diverzitu pařezin má kromě struktury porostu velký vliv také množství světla, jehož distribuce se vlivem managementu periodicky zvyšuje vždy po seči (Ash et Barkham, 1976). Na vykácených pasekách tak nastává boom heliofilních druhů rostlin. Jejich populace se šíří mezi kompartmenty v raném stadiu dorůstání lesa, kde ještě nedošlo k úplnému zapojení korunového patra. Podle studie Ash et Barkham

(1976) se v prvním roce po seči na pasekách vyskytují převážně jednoleté, rychle rostoucí a kompetičně slabší druhy rostlin. Druhý rok vykvétají dvouleté rostliny, které už ve třetím roce nebývají časté. Ve třetím roce pak kulminuje jak diverzita, tak abundance rostlinných druhů (Baeten et al., 2009). S postupným růstem lesa dochází analogicky ke snižování množství dopadajícího světla. 6 až 8 let po seči dochází k úplnému zapojení porostu, a tedy k výraznému úbytku diverzity.

Semena rostlin, vázaných na raná stadia cyklu po seči, přetrvávají v období nepříznivých podmínek v půdě až do další seče. Podle Van Calster et al. (2008b) tvoří tyto druhy většinu flóry výmladkových lesů. Největší zastoupení zde mají druhy se semeny delší životnosti a nižší hmotnosti. Některé druhy jsou schopny vyklíčit ze semenné banky i po několika desítkách let. V pařezinách bez momentálně aktivního managementu je semenná banka chudší než v pravidelně obhospodařovaných lesích. S dobou, která uplynula od poslední seče, analogicky klesá klíčivost semen v semenné bance (Brunet et al., 1996, Van Calster et al., 2008b). Upuštění od managementu na dobu delší 50 let znamená ztrátu podstatné části semenné banky (Brown et Warr, 1992).

Díky dlouhé historii výmladkového režimu začalo tento typ lesa vyhledávat veliké množství organismů (Van der Werf, 1991; Mason et Macdonald, 2002; Hansson, 2001; Konvička et al., 2004). Po průmyslové revoluci, kdy byla velká část pařezin převedena na vysokokmenný les, se populace světlomilných druhů organismů stáhly do lesních lemů a podobných stanovišť, kde měly relativně vyhovující podmínky (Konvička et al., 2004). S postupným upouštěním od tradičních způsobů hospodaření v 19., ale zejména ve 20. století, dochází s dalším úbytkem vhodných stanovišť ke slábnutí populací citlivějších druhů. Jedná se především o druhy, které jsou vázané na vyšší přísun světla, větší heterogenitu biotopů a časté disturbance. Naopak přibývá lesních druhů, které tolerují vyšší zástin. Čtyřicet až padesát let po poslední seči dosahuje pokles nelesních druhů až padesáti procent (Bartha et al., 2008). Úbytek nelesních druhů může mít v dnešní době ale i jiné důvody, než je ztráta managementu. Velmi diskutovaným problémem je rozsáhlá acidifikace a eutrofizace půdy, která tyto kompetičně slabší a většinou oligotrofní druhy ještě více znevýhodňuje (Baeten et al., 2009).

V dnešní době se mnoho studií po celém světě věnuje výzkumům diverzity a jejích aspektů ve světlých lesích, důsledkům zanechání výmladkového managementu a možnostem obnovy těchto historicky, kulturně i přírodně cenných biotopů. Na základě těchto výzkumů je výmladkový režim zaváděn na mnoha lokalitách jakožto nástroj k obnově diverzity daného místa, případně jako nástroj k záchraně skomírajících populací

některých ohrožených druhů organismů na otevřené lesy vázaných (Kirbi, 2001; Kadavý et al., 2011, Mason et Macdonald, 2002). Většina těchto studií se však zaměřuje na lesy, které byly ponechány ladem relativně nedávno (většinou se jedná o 30, maximálně 40 let) a dá se proto předpokládat, že zde minimálně v lemech či podél cest přetrvaly v redukováných formách populace heliofilních druhů, které po znovuzavedení managementu budou sloužit jako species pooly nových pasek, případně že se v půdě zachovala relativně velká část semenné banky. Otázkou zůstává, zda je možné zachránit či obnovit původní diverzitu otevřeného lesa v místě, kde neprobíhá žádný management již víc jak padesát let. V dnešní době víme jen málo o tom, jak dlouho mohou světlinové druhy přežívat v zapojeném lese, pokud zde není dostatek vhodných stanovišť, kam by se mohly rostliny stáhnout. Stejně tak není příliš dobře prozkoumána semenná banka v takto dlouho předržených pařezinách. Ve střední Evropě, respektive v České Republice, existují studie o znovuzavedení výmladkového managementu v lesích okolo Českého Krumlova, kde byla obnovena pařezina stará přibližně 60 let od poslední seče (Utinek, 2004, Vild et al., 2013). Autoři zde studovali, co se děje s rostlinnými společenstvy po opětovném prosvětlení lesa. Mimo jiné poukazují na to, že velmi záleží na intenzitě zvoleného treatmentu. Příliš mnoho výstavek blokuje rozvoj heliofilních a oligotrofních společenstev, alfa i gama diverzity. Zároveň varují, že znovuootevření již zapojeného lesa může mít z hlediska ochrany přírody i zcela opačný účinek, než je v dané situaci žádoucí; díky zvýšení povrchové teploty půdy stoupá i aktivita mikroorganismů a dostupnost živin. Pokud byl zásah proveden necitlivě, nově otevřenou plochu kolonizují zejména rychle rostoucí, nitrofilní a kompetičně silné druhy rostlin. V krajních případech mohou stanoviště obsadit nepůvodní nebo dokonce invazivní druhy (např. Radtke et al., 2013; Inagaki et al., 2008; Ryu et al., 2009).

Při obnovování světlých nížinných lesů se na nově vzniklých pasekách velmi výrazně mění abiotické poměry. Bezprostředně po smýcení lesa se na pasece zvyšuje přísun slunečního záření, teplota půdy i dostupnost živin (Indriksons et al., 2016). Podle studie Mason et MacDonald (2005) se průměrné teploty půdy v prvním roce po vytvoření paseky můžou v letních měsících zvýšit o 3 – 4 °C. Půda se znovu ochladí až mezi čtvrtým a šestým rokem, v závislosti na rychlosti vývoje vegetace na pasece. Změna těchto faktorů se odráží i ve složení, struktuře a dynamice bylinného patra. Zejména dynamika bylinného patra je na pasekách dlouho předržených pařezin odlišná od pařezin s aktivním managementem. Hlavní rozdíl spočívá v absenci semenné banky, respektive v její silné redukci při absenci managementu. Po seči se rapidně zvyšuje abundance

rostlin a stoupá i počet druhů. Změny jsou největší první rok po vykácení paseky, kdy nově otevřenou plochu obsazují ranně sukcesní druhy a vykvétají zde jednoletky. Zároveň jsou ještě přítomny i druhy zapojeného lesa, které postupně mizí. Druhý a třetí rok se objevují druhy typické pro světlá a otevřená stanoviště, např. *Hypericum perforatum*, *Cirsium arvense*, *Epilobium hirsutum*, apod (Ash et Barkham, 1976). Dále zde kulminuje abundance trav typických pro světlejší lesy, lesní lemy a paseky, jako je např. *Poa nemoralis*. Později se objevují další druhy světlomilné vegetace, jejichž abundance je nejvyšší až několik let po vytvoření paseky, např. *Rubus* spp., *Verbascum* spp. nebo *Fragaria* spp. (Ash et Barkham, 1976; Mason et MacDonald, 2005). Podle studie Strantberg et al. (2005) je tomu jinak v dubových pařezinách, kde je největší dostupnost živin a nejvyšší diverzita rostlinných druhů až ve středním stadiu vývoje lesa. Pokud se při prosvětlení lesa opětovně zabraňuje pokračování sukcese, udržuje se zde diverzita i abundance rostlinných druhů stále na vysoké úrovni (1,6 krát vyšší abundance po deseti letech od vykácení ve studii Vild et al., 2013). Stejně tak se zde při zbrzdění sukcese udržuje i vyšší přítomnost heliofilních a oligotrofních druhů rostlin (Vild et al, 2013).

Projekt na znovuoobnovení výmladkového managementu byl pod vedením Lukáše Čížka v roce 2011 zahájen i v národním parku Podyjí. V první zóně NP, kde se až do 1. poloviny 20. století nacházely pastviny a aktivně obhospodařované a intenzivně pasené výmladkové lesy rozvolněného charakteru (viz Obr. 1), bylo ve dvou letech postupně vykáceno 12 větších pasek. Na každé pasece bylo ponecháno několik výstavků. Nyní jsou sledovány reakce několika modelových skupin organismů – hmyzu, ptáků, plazů a rostlin. Jedná se o dlouhodobý projekt, avšak jeho prozatímní výsledky již byly publikovány (Šebek et al., 2015). Ukázalo se, že na pasekách je větší počet druhů motýlů, saproxylických brouků, florikolních brouků, plazů a cévnatých rostlin, avšak nižší počet druhů mūr a epigeických brouků než v zapojeném lese. Počet druhů ptáků se mezi pasekami a zapojeným lesem průkazně nelišil. Společenstva sledovaných skupin organismů se lišila také podle toho, zda se vyskytovala na pasece izolované v lese nebo na pasece propojené s bezlesím. Paseka propojená s bezlesím byla druhově bohatší, paseka izolovaná v lese vykazovala ve společenstvech větší zastoupení lesních druhů. Další zajímavé výsledky této studie se pravděpodobně ukážou až po několika letech, kdy se vliv managementu bude moct plně projevit.

Já jsem začala paseky vytvořené díky tomuto projektu sledovat v roce 2012, tedy rok po začátku oficiálního projektu. Vzhledem k tomu, že si tým sledující cévnaté rostliny

v rámci projektu kladl podobné otázky jako já, bude podle mne velmi zajímavé naše výsledky porovnat a přispět tak ještě více k objasnění některých aspektů vývoje vegetace na pasekách a významu aktivního managementu pro místní rostlinná společenstva. Oproti zmiňovanému výzkumnému týmu jsem se zaměřila pouze na první roky po seči, tj. roky, kdy byly paseky ponechány samovolnému vývoji. Třetí rok proběhla na pasekách nová seč dorostlých výmladků, křovin i bylin, která sekundární sukcesi zbrzdila. Zároveň jsem se zaměřila i na semennou banku na pasekách a v zapojených lesích okolo nich, což mělo pomoci zjistit, zda světlomilná společenstva dokážou ve formě semen přežít fázi zapojeného lesa v půdě, přestože od poslední seče uplynulo již několik desítek let. Pozornost jsem věnovala také nepůvodním druhům rostlin. Cílem této práce je tedy objasnit některé aspekty sukcese na nově vykácených plochách, jaký vliv mají paseky na světlomilná společenstva, jejich přežívání a diverzitu, to vše v kontextu dávného aktivního managementu, a zlepšit tak ochranu některých zvláště chráněných, vzácných a ohrožených druhů rostlin, stejně jako celých světlinových společenstev v národním parku Podyjí.



Obr. 1: Údolí Dyje pod Šobesem na počátku 20. století a dnes. Krajina s rozvolněnými křovinami a lesíky se vlivem absence sečí a pastvy změnila v zapojený les. (foto: Správa NP)

2. Cíle práce

Cílem této práce je odpovědět na následující otázky a pomoci tak objasnit některé aspekty prosvětlení velmi dlouho předržené pařeziny v NP Podyjí.

- 1) Jak vypadá vegetace pasek a jak se mění v prvních letech po vykácení?
- 2) Jakým způsobem vznik pasek ovlivňuje vybrané druhy rostlin: jak reagují chráněné druhy rostlin? Mohou nově vzniklé paseky podporovat výskyt v NP nežádoucích nepůvodních, či dokonce invazních druhů rostlin?
- 3) Jaká je struktura vegetace pasek v porovnání s ostatními biotopy: Podobají se paseky spíše lesostepím na hranách kaňonu nebo se zatím příliš neliší od zapojeného lesa? Liší se paseky izolované v lese od pasek propojených s bezlesím?
- 4) Přetrvává v zapojeném lese, který byl dříve vlivem managementu prosvětlený, semenná banka světlinových druhů? Jak vypadá semenná banka na nově vzniklých pasekách?

3. Charakteristika území

Národní park Podyjí byl vyhlášen v roce 1991 na ploše 63 km². Nachází se v jihovýchodní části České republiky, mezi městy Vranov nad Dyjí a Znojmo. Jižní hranice parku je shodná se státní hranicí s Rakouskem, severní hranice je vymezena obcemi Lesná, Horní Břečkov, Lukov, Podmolí a Mašovice. Téměř celý NP se nachází na území Českomoravské Vrchoviny, pouze východní část Podyjí zasahuje do Dyjsko-svrateckého úvalu.

Západo-východní osu parku tvoří 40 km dlouhá část toku řeky Dyje. Jedná se o výjimečně zachovalé a cenné říční údolí s četnými meandry. Prudké stěny kaňonu jsou často tvořeny kamennými moři a skalními stěnami; v některých částech dosahuje údolí až 220m hloubky (web1).

Klimatické podmínky na území NP se výrazně mění v západo-východním směru společně s klesající nadmořskou výškou. Směrem k východu se tak snižuje roční úhrn srážek a zvyšuje průměrná teplota vzduchu. Zatímco v západní části NP, v okolí Vranova

nad Dyjí, je průměrná roční teplota okolo 7 °C, v oblasti Znojma je to již 8,8 °C. Letní období, charakteristické průměrnou denní teplotou 15 °C a více, začíná v západní části NP přibližně 14. června a trvá v průměru 72 dní, zatímco ve Znojmě začíná již kolem 25. května a trvá 109 dní (Quitt, 1971). Průměrný roční úhrn srážek se v západní části parku pohybuje okolo 620 mm, směrem k východu klesá až na 564 mm (Znojmo). V kaňonu Dyje je běžná teplotní inverze, podnebí zde má navíc kontinentálnější charakter než je tomu mimo údolí (web2, web3).

Velká část parku je tvořena krystalickými horninami Českého masivu, jako jsou granitoidy, ruly a svory, pouze podloží východní části parku je pokryto třetihorními sedimenty a sprašemi, místy došlo působením klimatických vlivů k obnažení magnetických vyvřelin. Na většině území NP tak převažuje kyselý podklad, místy se však můžeme setkat i s krystalickými vápenci (web4). Půdy jsou zde mělké a kyselé, nejčastěji kambizemě, v okolí Znojma přibývá černozemí. Při úpatí kaňonu jsou časté hlinitopísčité půdy tvořené říčními sedimenty (web5).

NP Podyjí je charakteristické velice vysokou biodiverzitou, což je způsobeno především bohatou mozaikou biotopů a stanovišť, vzniklých díky členité geomorfologii krajiny, výrazně vyvinutému mezo- i mikroklimatu v údolí, či různorodému podloží. Významným činitelem, zvyšujícím různorodost a mozaikovitost říčního údolí a jeho bezprostředního okolí, je již od neolitu také člověk.

Národním parkem probíhá hranice dvou fyto geografických oblastí ČR, východní část Podyjí leží v oblasti Panonského termofytika, zatímco jeho západní část spadá do oblasti Českomoravského mezofytika. V nejvýše položené západní části se setkáváme s vegetací podhorskou. Východní okraj národního parku se stepní a lesostepní teplomilnou vegetací leží ve srážkovém stínu (Grulich 1986). Díky přítomnosti průlomového říčního údolí ale dochází k pronikání chladnomilnější mezofytické a podhorské flóry podél řeky hluboko do oblasti termofytika, stejně tak se mohou panonské prvky vegetace šířit západním směrem po exponovaných, osluněných a suchých hranách kaňonu (Grulich 1986).

Vzhledem k tomu, že se v NP Podyjí ve velké míře setkávají druhy různých fyto geografických oblastí i druhy nejrůznějších ekologických nároků, bylo území parku zařazeno mezi Botanicky významná území Evropy (Čeřovský et al. 2007).

NP Podyjí je dlouhodobě ovlivněno lidskou činností. Doklady prvního osídlení na území parku pochází již z paleolitu (Neruda, 2007). Počátek neolitu znamenal zvýšení

hustoty lidského osídlení. Nejvýznamnější sídla byla obývána kontinuálně od neolitu až do dnešní doby. Zpočátku se osídlení soustředilo do sprašových oblastí s hlubší půdou, postupně se ale vliv člověka zvyšoval a začal přetvářet okolní krajinu i v méně úrodných oblastech ve střední a západní části NP. (web6)

V období raného středověku se v oblasti začíná hospodařit intenzivněji, je zde zaveden trojpolní systém a hranice lesa místy ustupuje až na hranu říčního údolí. Později je les potlačen i na svazích údolí, kde se pěstuje vinná réva a ovocné stromy na uměle vytvořených terasách. Nivy jsou přeměněny na louky a pastviny. Zbylé lesy fungují jako pařeziny s probíhající lesní pastvou, a tvoří tak pestrou mozaiku nejrůznějších stadií růstu lesa, od pasek po zapojený les (web6).

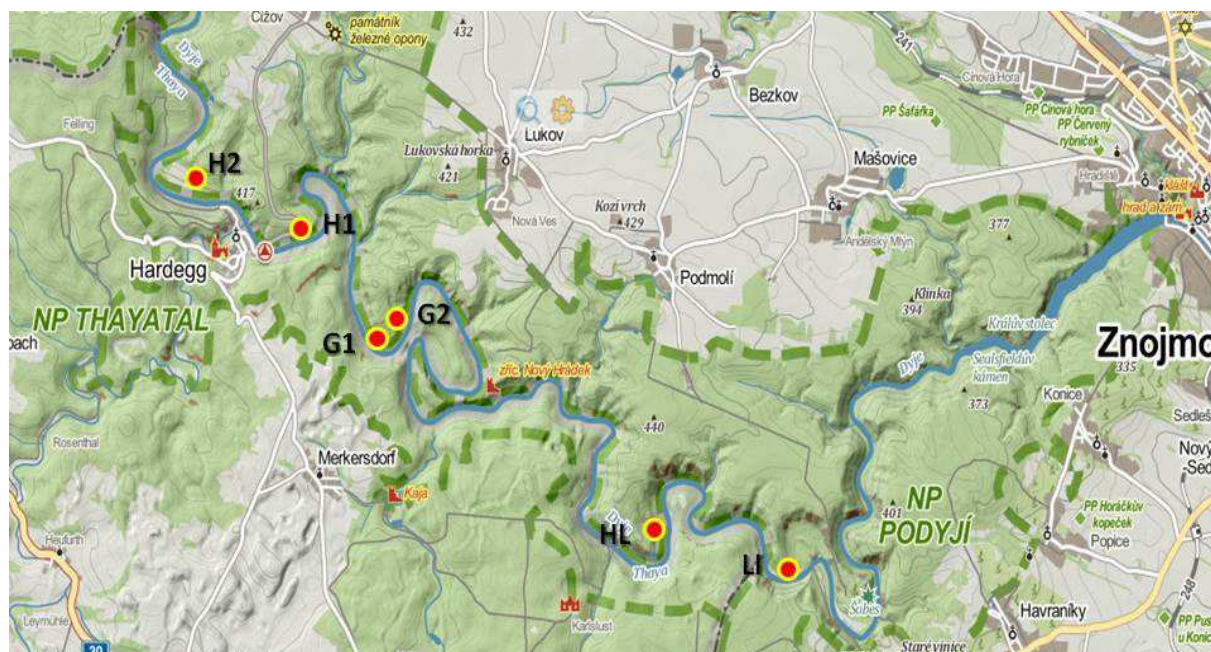
V 18. století ustupuje i vinná réva na svazích kaňonu pařezinám a pastvinám, a tento stav trvá prakticky až do poloviny 19. století. Tehdy vlivem výrazných společenských změn dochází k reorganizaci zemědělství a lesnictví, nastává útlum pastvy a postupné zalesňování území vysokokmennými lesy. Po 2. světové válce tento trend graduje. Kvůli zřízení pohraničního pásma mají lidé na relativně dlouhou dobu zamezen přístup do říčního údolí i jeho okolí. Dochází tak k renaturalizaci oblasti a k zapojení lesa. Od konce 70. let 20. století je říční údolí Dyje i jeho okolí chráněno státem: od roku 1978 jako CHKO, od roku 1991 pak jako NP. Nemožnost hospodaření tak způsobila na mnoha místech Podyjí výraznou homogenizaci krajiny, což má dalekosáhlý dopad na přežívání některých druhů organismů vázaných na narušovaná stanoviště, a tedy na biodiverzitu celé oblasti (Janík et al., 2007, web6).

Přesto i dnes na území NP přežívá celá řada organismů, které jsou na zásahy člověka přímo vázané, a jejichž populace jsou ohroženy ponecháním národního parku přirozeným procesům. Správa NP Podyjí se tento problém snaží již několik let eliminovat. V důsledku této snahy tak došlo k rozdělení parku na dvě pomyslné části s rozdílnými předměty ochrany, a to na větší část, tvořenou 75% území NP, kde je krajina ponechána samovolnému vývoji, a menší část, kde probíhá aktivní management za účelem ochrany konkrétních druhů či celých biotopů, které by bez lidských zásahů zanikly (Reiterová et Škorpík, 2012).

4. Metodika

4.1 Studované lokality a jejich struktura

Tato studie byla uskutečněna na celkem šesti lokalitách, ležících na levém břehu řeky Dyje. Nejzápadněji položená lokalita je Široké pole pod Hardeggem, následuje Hardegg, Gáliš 1, Gáliš 2, Hlubocká louka, a nejvíce na východě je Lipina (Obr. 2). Paseky na lokalitách Hardegg, Gáliš 1, Hlubocká louka a Lipina byly vykáceny v roce 2011, paseky na lokalitách Široké pole pod Hardeggem a Gáliš 2 byly vykáceny v roce 2012.

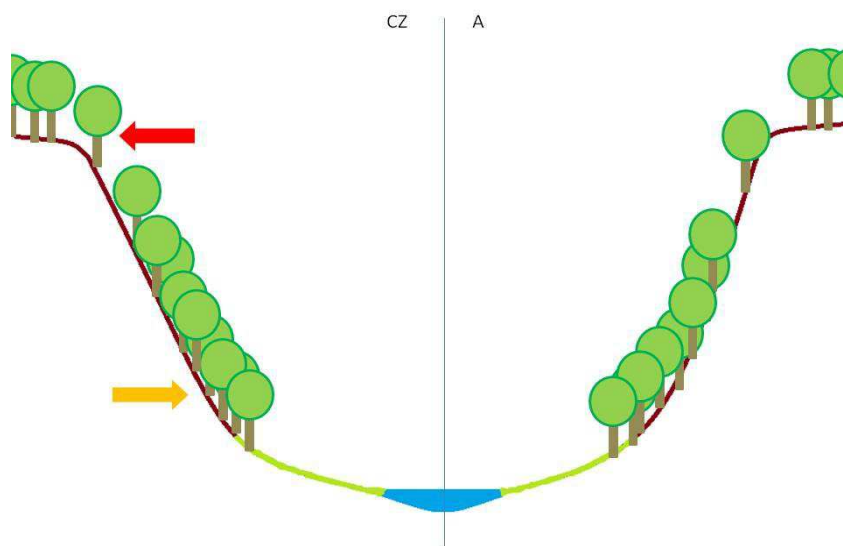


Obr. 2: Poloha studovaných lokalit v NP Podyjí. H2 = Široké pole pod Hardeggem, H1 = Hardegg, G1 = Gáliš 1, G2 = Gáliš 2, HL = Hlubocká louka, LI = Lipina. (www.mapy.cz, upraveno)

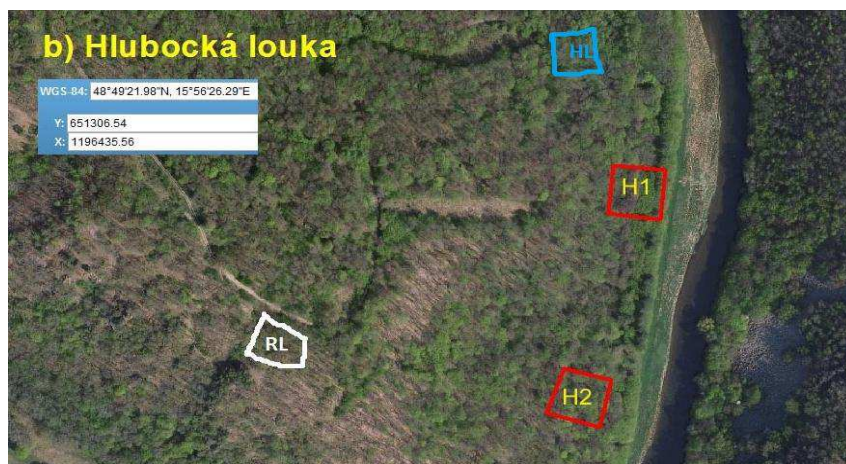
Na každé z šesti lokalit se nachází vždy čtyři typy biotopů (dále jen typy), a to *paseka v lese*, *paseka na kraji lesa*, *zapojený les* a *lesostep*. *Paseka v lese* je paseka čtvercového tvaru, ze všech čtyř stran obklopena lesem, což znamená, že zapojený porost kolem ní je široký minimálně 20 metrů. Velikost paseky je přibližně 40 x 40 metrů. *Paseka na kraji lesa* se od *paseky v lese* liší pouze svým umístěním v kontextu lesa – její spodní strana (paseky jsou ve svahu) hraničí s bezleším. *Zapojený les* je převažující druh porostu ve spodní části kaňonu. Jedná se o předržené dubohabrové pařeziny s málo

vyvinutým bylinným a keřovým patrem. Předržené pařeziny obklopují všechny paseky, jelikož ty byly vykáceny právě v těchto lesích. *Lesostep* je rozvolněný světlý les v horních partiích kaňonu a v okolí jeho hrany. I po ústupu lidské činnosti se zde udržel nezapojený porost lesostepního charakteru vlivem extrémních podmínek prostředí v okolí hrany kaňonu (sucho, mělká půda apod.). Umístění jednotlivých typů biotopů v kontextu celého říčního údolí je znázorněno na obr. 3. Jejich umístění v kontextu jednotlivých lokalit ukazuje obr. 4 na příkladu lokality Hlubocká louka. Zapojený les a lesostep nejsou od pasek na žádné z lokalit vzdáleny více než 500 metrů, nejbližší vzdálenost paseky a kontrolní plochy je větší než 50 metrů.

Ve všech čtyřech typech biotopů v rámci každé ze šesti lokalit byly vytyčeny čtyři trvalé plochy (TP) o velikosti 2 x 2 metry. Celkem bylo vytyčeno 96 TP. Umístění trvalých ploch v *zapojeném lese* je pravidelné, vždy přibližně uprostřed každé čtvrtiny typu, ale tak, aby se TP žádnou svou stranou nedotýkala stromu. Na *pasekách* a *lesostepi* byl kladen důraz na nenarušenost TP, tedy aby se na trvalé ploše či v její bezprostřední blízkosti nenacházelo mraveniště, povalený kmen stromu, větší množství spadných větví, nebo pěšina pravidelně využívaná zvěří. Stejně tak se TP nesměly žádnou svou stranou dotýkat stojícího stromu, výstavku, pařezu, či skalky.



Obr. 3: Umístění typů biotopů v profilu kaňonu. Červená šipka ukazuje na lesostep, žlutá šipka na předrženou pařezinu ve spodních partiích kaňonu, ve které jsou umístěny všechny tři další typy (paseka v lese, paseka na kraji lesa a zapojený les).



Obr. 4.: Příklad rozmístění typů biotopu na lokalitě Hlubocká louka. RL = lesostep, HL = zapojený les, H1 = paseka propojená s bezlesím, H2 = paseka izolovaná v lese. (převzato od L. Čížka)

4.2 Sběr dat v terénu

Sběr dat na lokalitách probíhal v letech 2012, 2013 a 2014. Na začátku dubna 2012 byl na čtyřech nově vykácených pasekách (lokality Široké pole pod Hardeggem a Gališ 2) proveden odběr půdy pro zjištění semenné banky. Vzorky byly odebírány pomocí Kopeckého válečků o objemu 100 cm³, vždy v rozích a uprostřed každé strany všech trvalých ploch, celkem tedy 128 vzorků. Poté byly vzorky uloženy do lednice a na konci června rozloženy na misky ve skleníku Botanického ústavu AVČR v Průhonicích. Z každého vzorku přitom byly odstraněny kořínky a oddenky vytrvalých bylin a travin. Do blízkosti rozložených vzorků byla umístěna kontrolní miska s čistým substrátem. Semenná banka byla od léta 2012 pravidelně vytrhávaná, a to tak, že byl vždy zaznamenán druh vytržené rostliny a počet vytržených jedinců. Klíčící pokus byl ukončen v létě roku 2014.

V létě prvních dvou let, tj. 2012 a 2013 (vždy přibližně na přelomu července a srpna) byly na trvalých plochách pořízeny fytoecologické snímky, zahrnující soupis všech druhů cévnatých rostlin a jejich procentuální pokryvnost. Na každé ploše navíc byly odhadnuty celkové pokryvnosti porostu, a poté i parciální pokryvnosti bylin, travin, mechu, holé půdy s opadem a čistě holé půdy v procentech. Stupnici pokryvností jsem si definovala vždy po 5% (tj. 5%, 10%, 15%, 20%, 25% atd.), s výjimkou hodnot pod 5%, kdy jsem použila navíc ještě kategorie 1% a 3%. Zejména v roce 2013 se však stávalo, že jsem na některých typech biotopu našla pouze 2 nebo 3 trvalé plochy. V analýzách jsem

tak musela vyškrtnout analogické plochy z roku 2012. Pořídít fytoocenologické snímky jsem původně plánovala i pro rok 2014. Z tohoto plánu ale sešlo, jelikož zde byl proveden první zásah nového plánovaného managementu a přerušil tak mnou sledovanou sukcesní řadu.

V létě roku 2014 byly provedeny další odběry půdy, tentokrát v zapojených lesích, a ve skleníku byl založen nový klíčící pokus pro sledování semenné banky z tohoto typu biotopu. Půdu jsem odebírala pomocí stejné metodiky, taktéž klíčící pokus jsem zakládala a pravidelně odečítala stejně jako v případě první semenné banky. Pokus byl ukončen v létě roku 2015.

4.3 Zpracování dat a statistické analýzy

Druhové soupisy včetně jejich pokryvností na každé trvalé ploše, stejně jako botanická nomenklatura, byly sjednoceny a převedeny do tabulek pro statistické analýzy pomocí programu Turboveg for Windows 2.0. (Hennekens et Schaminée, 2001). K základním jednorozměrným analýzám a lineárním modelům jsem využila program R Studio (R Studio team, 2012). K mnohorozměrným analýzám jsem použila program Canoco for Windows 5 (ter Braak et Šmilauer, 2002). Výsledky byly vizualizovány pomocí krabicových diagramů (boxplotů) v programu R 2.15.0 (R Core Team, 2011).

Dataset, se kterým jsem pracovala, obsahoval celkem 176 fytoocenologických snímků ze dvou po sobě jdoucích let, data ze dvou nezávislých analýz semenných bank a celkem 274 druhů cévnatých rostlin. Jelikož mi pro sledování sukcesní řady na pasekách chybí snímky z doby před vykáčením pasek, rozhodla jsem se při zjišťování změn vegetace zaměřit na rozdíly mezi pasekami a kontrolními plochami v zapojeném lese a lesostepi podobně jako ve studii Vild et al., 2013.

Datasetsy primárních dat, která vstupovala do statistických analýz, jsou součástí přílohy (P1 a P2).

4.3.1 Data z terénního snímkování

Při zjišťování podoby bylinného patra na pasekách a ostatních biotopech mne zajímala především abundance a diverzita, zvláštní pozornost jsem pak věnovala světlomilným, ohroženým a nepůvodním druhům rostlin. Ke každému druhu byla

přiřazena indikační hodnota pro světlo (Ellenberg et al., 1992). Jako světlomilný druh jsem definovala všechny rostliny, jejichž indikační hodnota byla rovna nebo větší šesti (Vild et al., 2013). Ohrožené druhy cévnatých rostlin jsem vybrala dle aktuálního Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky (Grulich, 2012). Nepůvodní a invazní rostliny jsem vybrala dle Katalogu nepůvodních druhů České Republiky po jeho aktualizaci v roce 2012 (Pyšek et al., 2012). Rozdíly mezi jednotlivými typy biotopů v počtech všech druhů, ohrožených druhů a nepůvodních druhů jsem testovala v programu R Studio pomocí zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (glmm) v balíčku lme4. Jako vysvětlující proměnnou jsem zvolila typ biotopu (fixed effect). Jako náhodný efekt jsem určila lokalitu. V testu jsem předpokládala poissonovské rozdělení dat. Stejný typ analýzy jsem použila i pro porovnání počtu druhů v rámci jednotlivých lokalit (Gáliš I a II, Hardegg, Široké pole pod Hardeggem, Hlubocká louka a Lipina), kde „lokalita“ byla vysvětlující proměnnou. Dále jsem v programu R Studio testovala rozdíly v abundanci a počtu druhů mezi oběma roky v rámci jednotlivých biotopů (zapojený les, lesostep, izolovaná paseka a paseka propojená s bezlesím), a to jak pro všechny druhy, tak pro světlomilné druhy. Aby bylo možné porovnat pokryvnosti druhů, použila jsem v testech relativní číslo, vzniklé součtem všech abundancí. Jelikož jsem pracovala s nenormálně rozloženými daty, k porovnání obou let jsem použila neparametrický two-sample párový Wilcoxonův test.

Rozdíly ve struktuře společenstva pasek, lesostepí a zapojeného lesa jsem testovala v programu Canoco 5 pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA), jelikož jsem pracovala s unimodálními daty s velkou délkou gradientu. Zajímaly mne rozdíly ve druhovém složení na jednotlivých typech biotopů, a zejména rozdíl mezi oběma typy pasek. Pro analýzy jsem snížila váhu vzácných druhů, provedla jsem odmocninovou transformaci dat a zvýšila jsem počet permutací na 9999. Jako vysvětlující proměnnou jsem zvolila typ biotopu (zapojený les, lesostep, paseka izolovaná v lese a paseka propojená s bezlesím), jako kovariáty jsem použila „rok“ a „lokalitu“. Jelikož jsou si plochy na jedné lokalitě vždy podobnější, rozdělila jsem podle nich data do celkem šesti bloků. Jinak jsem použila přednastavenou formu testu s náhodným promícháním fyzických trvalých ploch (whole-plotů). Efekt typu biotopu na druhové složení jsem při stejném nastavení testovala ještě jednou, s vyloučením nově vykácených pasek a analogických kontrolních ploch (lokality Gáliš II a Široké pole pod Hardeggem). Domnívala jsem se totiž, že nově vykácené paseky by mohly výsledek analýzy negativně ovlivňovat, jelikož je složení jejich podrostu v prvním roce velmi podobné zapojenému

lesu. Výsledky obou analýz ale byly natolik podobné, že jsem se rozhodla ukázat zde výsledky pouze původní varianty této analýzy. Odlišnost pasek izolovaných v lese od pasek, které jsou propojeny s bezlesím, jsem testovala zvlášť. Jako zdrojová data byly použity všechny paseky ze všech lokalit a obou let. Metodou forward selection jsem zjistila, že největší vliv na složení společenstva má typ paseky (izolovaná, spojená s bezlesím) a rok, které jsem v testu použila jako vysvětlující proměnné, jinak bylo nastavení CCA zcela shodné jako u předchozích analýz, včetně rozdělení dat do bloků podle lokalit.

Dále mne zajímalo, jaký efekt bude mít na strukturu společenstva lokalita, rok, interakce roku s biotopem a interakce roku s lokalitou. Opět jsem využila kanonickou korespondenční analýzu (CCA, Constrained partial), ve které jsem jako vysvětlující proměnnou zvolila lokalitu, resp. rok, rok + biotop a rok + lokalitu. Jako kovariáty jsem u testování vlivu lokality, roku a jejich interakce určila typ biotopu, podle kterého byla data zároveň rozdělena do celkem čtyř bloků. U testování vlivu interakce roku a biotopu byla data rozdělena do bloků podle lokalit. Efekt roku a jeho interakce s ostatními proměnnými ovšem vyšel výrazně nepodstatný, takže jsem se rozhodla tyto analýzy do výsledků nezahrnovat.

4.3.2 Semenná banka

Další zpracování dat se týkalo semenné banky. Dataset jsem před jeho analyzováním upravovala v programu MS Excel. Aby bylo možné porovnat semennou banku (vždy 8 vzorků na každou trvalou plochu) s daty z fytoocenologických snímků z terénu, došlo ke sloučení všech vzorků v semenné bance z každé trvalé plochy, a to jejich sečtením. Data z fytoocenologických snímků jsem použila z obou let. Pomocí kanonické korespondenční analýzy jsem porovnála společenstva z fytoocenologických snímků se společenstvy ze semenné banky v rámci fyzických trvalých ploch. Využila jsem Constrained partial s hierarchickým designem, kde jsem pro každou fyzickou trvalou plochu (whole plot) zadala tři split ploty, a to fytoocenologický snímek z roku 2012, fytoocenologický snímek z roku 2013 a společenstvo ze semenné banky zapojeného lesa nebo společenstvo ze semenné banky pasek, odpovídající danému whole plotu. Vysvětlující proměnnou byl druh split plotu (vegetace 2012, vegetace 2013, semenná banka ze zapojeného lesa a semenná banka z pasek), jako kovariátu jsem zvolila lokalitu,

podle níž jsem data rozdělila opět do šesti bloků. Stejně jako ve všech předchozích analýzách, jsem i zde snížila váhu vzácných druhů a zvýšila počet permutací na 9999. Vše ostatní jsem ponechala v přednastavené verzi testu.

Jelikož mne zajímalo, zda si budou společenstva ze semenné banky podobná s nějakými již existujícími společenstvy na studovaných lokalitách, rozhodla jsem se testovat i podobnost obou semenných bank se všemi mapovanými společenstvy z terénu. Využila jsem opět kanonickou korespondeční analýzu, ve které jsem otestovala typ biotopu. Ke každému vzorku v tabulce jsem přiřadila identifikátor HL, RL, PK, PL, SBI nebo SBII, podle toho, zda se jednalo o fytoecologická terénní data ze zapojeného lesa (HL), lesostepi (RL), paseky hraničící s loukou (PK) nebo paseky obklopené lesem (PL), nebo zda šlo o data ze semenné banky z pasek (SBI) nebo ze zapojeného lesa (SBII). Jako vysvětlující proměnnou jsem použila identifikátor (HL, RL, PK, PL, SBI, SBII), jako kovariátu lokalitu, podle níž jsem data rozdělila do šesti bloků. Dále jsem snížila váhu vzácných druhů a zvýšila počet permutací na 9999. Ostatní nastavení jsem ponechala v defaultní formě testu. Podobnost semenné banky s ostatními typy biotopů jsem poté vyjádřila také pomocí Jaccardova indexu podobnosti, vypočítaného v programu EstimateS (Colwell 2013).

Nakonec jsem určovala indikátorové druhy každého společenstva (HL, RL, PK, PL, SBI a SBII). Využila jsem k tomu analýzu IndVal (Dufrene et Legendre, 1997) v balíčku labdsv v programu R Studio. Váhu výsledných indikátorových druhů jsem následně otestovala Monte-Carlo permutačním testem. Jako výsledek jsem pak v úvahu brala pouze takové druhy, které vyšly jako signifikantní identifikátoři pro dané společenstvo, zároveň byly v daném společenstvu zaznamenány ve více než pěti výskytech a jejich indikátorová hodnota v analýze IndVal byla vyšší než 0,2 (Dufrene et Legendre, 1997). Indikátorové druhy v semenné bance z pasek i zapojeného lesa jsem vyhledala v databázi LEDA, kde jsem zjišťovala životnost jejich semen (Kleyer et al., 2008). Pro každý druh jsem ze zjištěných záznamů vypočítala longevity index (Bekker et al., 1998):

$$LI = (SP + LP) / (T + SP + LP),$$

kde T = počet záznamů krátkodobé (transient) semenné banky (semena přežívají méně než jeden rok), SP = počet záznamů střednědobé (short persistent) semenné banky (semena přežívají 1 – 4 roky), and LP = počet záznamů dlouhodobé (long persistent)

semenné banky (semena přežívají déle než 4 roky). Longevity index se pohybuje v rozmezí od 0 (striktně krátkodobá semenná banka) do 1 (striktně dlouhodobá semenná banka). Výsledný údaj sloužil jako pomoc při interpretaci původu semen v semenných bankách. Jako relevantní pro dlouhodobě přežívající semena jsem brala v úvahu hodnoty longevity indexu vyšší než 0,66. Jedná se o číslo vzniklé dosazením stejného počtu záznamů do každé kategorie semenné banky (transient, short-persistent, long-persistent). Pro tvrzení, že je dané semeno neschopné přežít v půdě déle než jednu sezónu, jsem brala v úvahu hodnoty longevity indexu blízké nule.

5. Výsledky

5.1 Podoba vegetace pasek a její změny

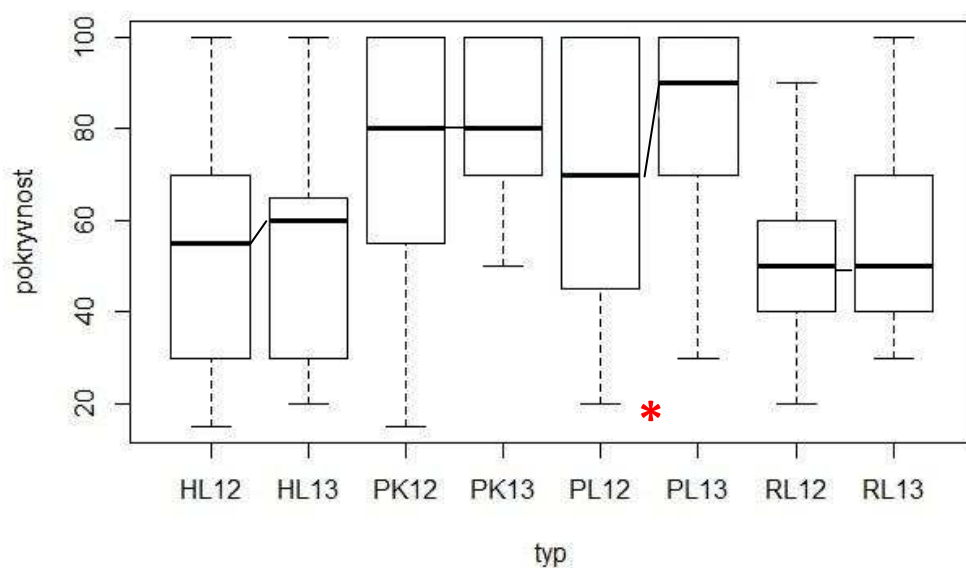
Vykácení pasek v zapojeném lese mělo dle očekávání výrazný vliv na abundanci i diverzitu bylinného patra, stejně jako na množství i pokryvnost světlomilných druhů.

5.1.1 Vliv zásahu na pokryvnost druhů

Meziroční změny pokryvnosti druhů na jednotlivých typech biotopů (zapojený les, lesostep, paseka v lese a paseka na kraji lesa) jsou znázorněny na obr. G1. Pokryvnosti druhů v roce 2012 v zapojeném lese, lesostepi a na pasece hraničící s loukou nebyly od pokryvností druhů v roce 2013 průkazně odlišné ($p > 0,1$). Na pasece v lese pokryvnost signifikantně stoupla ($p = 0,004$).

Podobu zcela nových a již rok starých pasek relativně výstižně ilustruje obr. 5, na kterém jsou vedle sebe ukázány dvě paseky – *paseka propojená s bezlesím* na lokalitě Široké pole pod Hardeggem, vykácená přibližně čtyři měsíce před pořízením fotografie, a *paseka propojená s bezlesím* z lokality Hardegg, která byla v době focení přibližně rok stará. Obě fotografie jsou pořízeny ve stejný den.

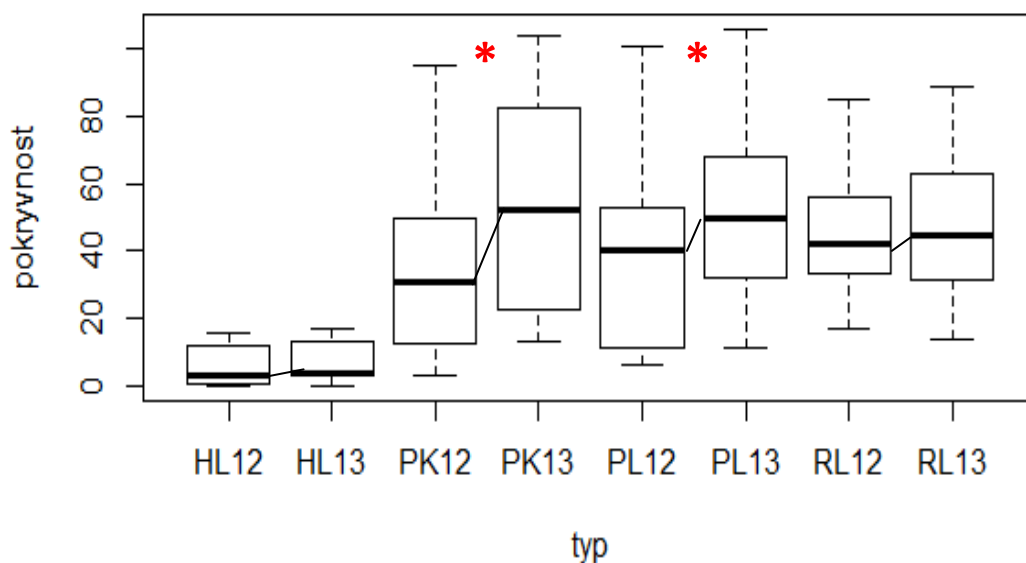
Zvlášť jsem testovala pokryvnost světlomilných druhů na pasekách, v zapojeném lese i lesostepi. U obou typů pasek pokryvnost mezi roky 2012 a 2013 průkazně vzrostla (paseka hraničící s loukou: $p = 0,005$; paseka v lese: $p = 0,003$). U ostatních biotopů nebyly změny výrazné. Výsledky znázorňuje graf na obr. G2.



Obr. G1: Meziroční rozdíly v pokryvnosti druhů (celková odhadnutá pokryvnost na trvalou plochu) na jednotlivých typech biotopů. *Pozn.: odlišnost testována v rámci jednotlivých dvojic, nikoliv mezi nimi navzájem.* Průkazně ($p = 0,004$) pokryvnost stoupla na pasece v lese (PL, označeno hvězdičkou), u ostatních biotopů se výrazněji nezvýšila ($p > 0,1$). HL12 = zapojený les v roce 2012, HL13 = zapojený les v roce 2013, PK12 = paseka na kraji lesa v roce 2012, PK13 = paseka na kraji lesa v roce 2013, PL12 = paseka v lese v roce 2012, PL13 = paseka v lese v roce 2013, RL12 = lesostep v roce 2012, RL13 = lesostep v roce 2013.



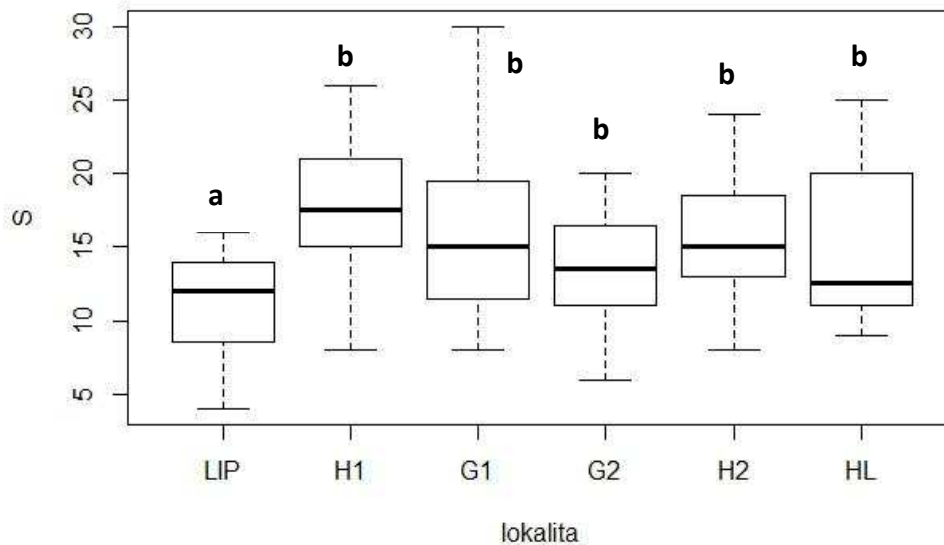
Obr. 5: Paseka na lokalitě Široké pole pod Hardeggem, stará přibližně 4 měsíce (vlevo), a paseka na lokalitě Hardegg, stará přibližně jeden rok (vpravo). Největší změny pokryvnosti druhů probíhají první rok po vykácení.



Obr. G2: Pokryvnost světlomilných druhů mezi roky 2012 a 2013 se u obou typů pasek průkazně zvýšila (označeno hvězdičkou). Paseka hraničící s loukou (PK): $p = 0,005$; paseka v lese (PL): $p = 0,003$. HL = zapojený les, RL = lesostep.

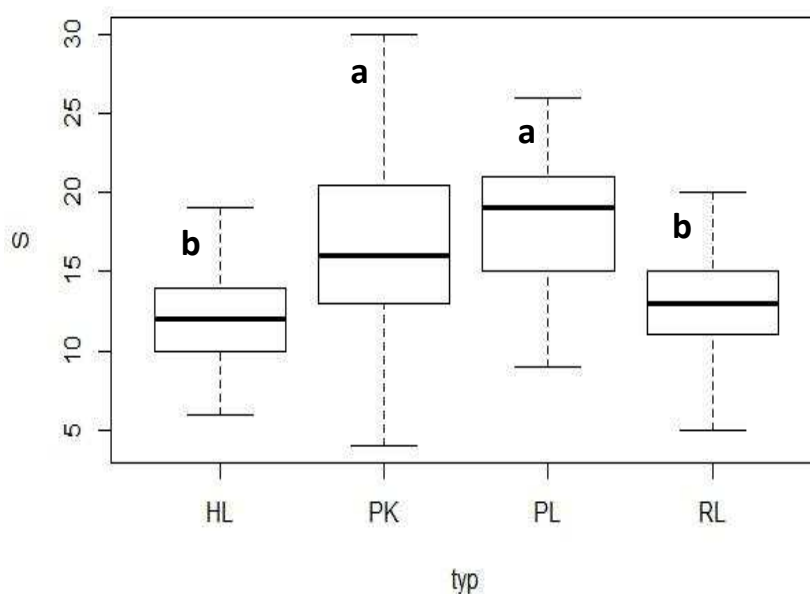
5.1.2 Diverzita

Celkem bylo na lokalitách za oba roky nalezeno 234 druhů cévnatých rostlin. Počty druhů se mezi jednotlivými lokalitami příliš neliší, výjimkou je ovšem Lipina, která je průkazně chudší než ostatní lokality (obr. G3).



Obr. G3: Celkový počet druhů na jednotlivých lokalitách za oba roky. Lipina je průkazně nejchudší lokalita (v porovnání s Gálišem II byla hodnota $p = 0,003$, v porovnání s ostatními lokalitami bylo $p < 0,001$). Lokality označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, lokality s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. G1 = Gáliš 1, G2 = Gáliš 2, H1 = Hardegg, H2 = Široké pole pod Hardeggem, HLU = Hlubocká louka, LIP = Lipina.

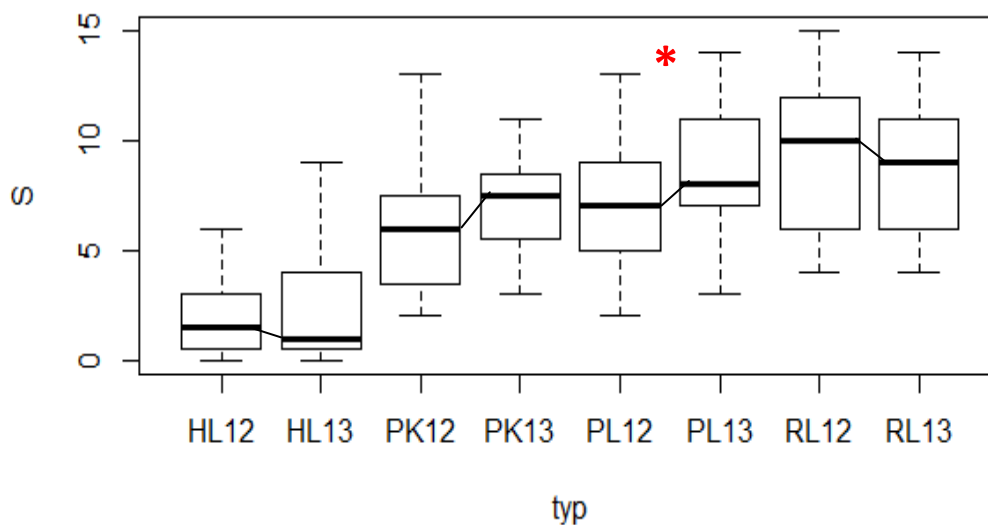
Počet druhů na jednotlivých typech biotopů (zapojený les, lesostep, paseka v lese a paseka propojená s bezlesím) znázorňuje obr. G4. Počet druhů byl u obou typů pasek signifikantně vyšší než v zapojeném lese a lesostepi (u všech interakcí $p < 0,001$). Paseka v lese se od paseky na kraji lesa v počtu druhů výrazněji nelišila ($p = 0,08$), stejně tak se od sebe průkazně nelišily ani zapojený les a lesostep ($p > 0,1$).



Obr. G4: Počet druhů na jednotlivých biotopech. Oba typy pasek vykazovaly signifikantně vyšší počet druhů než zapojený les i lesostep ($p < 0,001$). Mezi sebou se však výrazně nelišily ($p = 0,08$), stejně jako se nelišily zapojený les a lesostep ($p = 0,38$). Biotopy označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, biotopy s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. HL = zapojený les, PK = paseka propojená s bezlesím, PL = paseka izolovaná v lese, RL = lesostep.

Počet druhů na jednotlivých typech biotopu (zapojený les, lesostep, izolovaná paseka a paseka propojená s bezlesím) se v roce 2013 průkazně nelišil od počtu druhů na analogických biotopech v roce 2012 ($p > 0,1$).

Zvlášť byly testovány meziroční rozdíly v počtech světlomilných druhů. V zapojeném lese, na lesostepi a na pasece, která jednou svou stranou hraničí s loukou, se počet světlomilných druhů výrazněji nezvýšil. Na pasece izolované v lese jejich počet průkazně stoupl ($p = 0,002$). Výše zmíněné je vizualizováno na obr. G5.



Obr. G5: Meziroční rozdíly v počtu světlomilných druhů na pasece hraničící s loukou (PK) a na pasece v lese (PL). Na pasece v lese se počet světlomilných druhů mezi roky 2012 a 2013 signifikantně zvýšil ($p = 0,002$; označeno hvězdičkou). U ostatních typů biotopu se počet druhů výrazněji neměnil ($p > 0,1$). HL = zapojený les, PK = paseka propojená s bezlesím, PL = paseka izolovaná v lese, RL = lesostep.

5.2 Reakce vybraných skupin rostlinných druhů na prosvětlení lesa

Následující kapitola shrnuje, jak na prosvětlení lesa reagovaly svým výskytem dvě vybrané skupiny rostlin, a to ohrožené druhy rostlin (tj. druhy uvedené v Červeném seznamu ohrožených druhů) a nepůvodní druhy rostlin.

5.2.1 Ohrožené druhy rostlin

Z celkového počtu 234 druhů, nalezených na lokalitách během dvou let terénního výzkumu, byly zaznamenány 3 druhy v kategorii silně ohrožených rostlin (C2b), 12 druhů v kategorii ohrožených rostlin (C3), a 19 druhů vyžadujících další pozornost (C4).

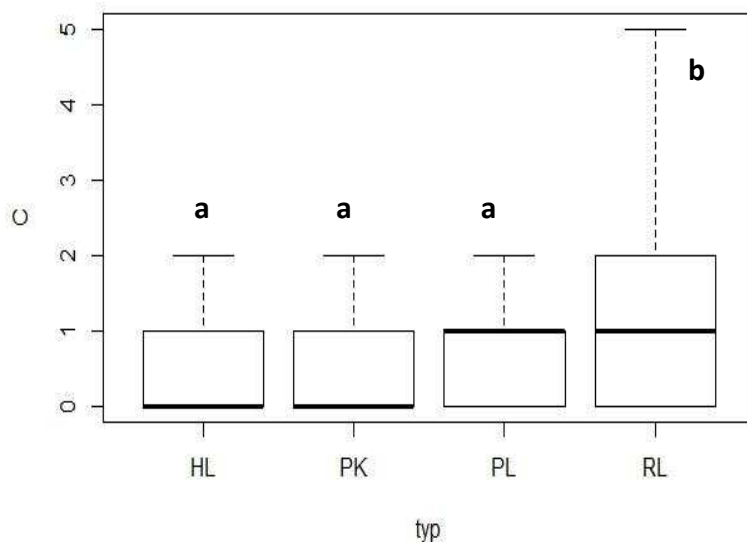
V kategorii C2b byly nalezeny tyto druhy: *Iris variegata*, *Anemone sylvestris* a *Sorbus aria* s. str. V kategorii C3 byly nalezeny druhy *Dictamnus albus*, *Hieracium echinoides*, *Inula ensifolia*, *Linaria genistifolia*, *Melampyrum cristatum*, *Stipa pennata*, *Vicia pisiformis*, *Aconitum anthora*, *Allium flavum*, *Asperula tinctoria*, *Aster amellus* a

Cirsium pannonicum. V kategorii C4 rostlin byly nalezeny druhy *Abies alba*, *Anthericum ramosum*, *Cornus mas*, *Festuca pallens*, *Galium glaucum*, *Geranium sanguineum*, *Lilium martagon*, *Potentilla incana*, *Pyrus pyraeaster*, *Sorbus torminalis*, *Teucrium chamaedrys*, *Verbascum chaixii* ssp. *austriacum*, *Verbascum phlomoides*, *Veronica prostrata*, *Viburnum lantana*, *Viola mirabilis*, *Cyclamen purpurascens*, *Elymus hispidus* a *Euphorbia esula*. Na jakém typu biotopu se daný druh vyskytoval, ukazuje tab. T2.

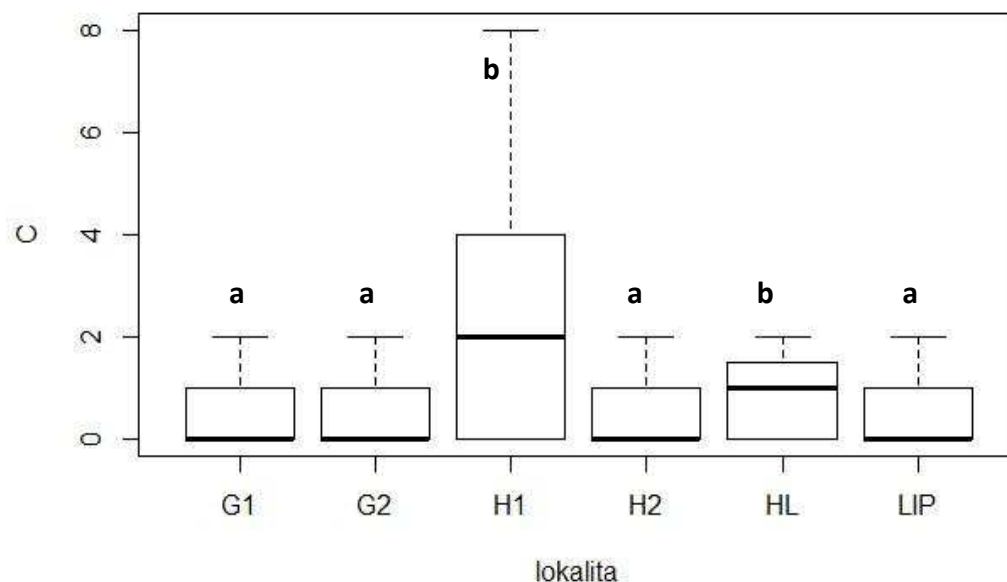
Tab. T2: Seznam nalezených ochránářsky cenných druhů rostlin a typy biotopů, na kterých se vyskytovaly, pk = paseka propojená s bezlesím, pl = paseka izolovaná v lese, rl = lesostep, hl = zapojený les.

druh	biotop	druh	biotop
<i>Abies alba</i>	pk pl	<i>Inula ensifolia</i>	rl
<i>Aconitum anthora</i>	rl	<i>Iris variegata</i>	hl pl
<i>Allium flavum</i>	rl hl	<i>Lilium martagon</i>	hl
<i>Anemone sylvestris</i>	rl	<i>Linaria genistifolia</i>	rl
<i>Anthericum ramosum</i>	pk pl hl rl	<i>Melampyrum cristatum</i>	hl
<i>Asperula tinctoria</i>	rl	<i>Potentilla incana</i>	rl
<i>Aster amellus</i>	rl	<i>Pyrus species</i>	rl
<i>Cirsium pannonicum</i>	pl	<i>Sorbus aria</i>	rl
<i>Cornus mas</i>	pk pl rl	<i>Sorbus torminalis</i>	pl
<i>Cyclamen purpurascens</i>	pk pl hl	<i>Stipa pennata</i>	rl
<i>Dictamnus albus</i>	pl	<i>Teucrium chamaedrys</i>	rl
<i>Elymus hispidus</i>	rl	<i>Verbascum chaixii</i>	pk
<i>Euphorbia esula</i>	rl	<i>Verbascum phlomoides</i>	pk pl rl
<i>Festuca pallens s.lat.</i>	rl	<i>Veronica prostrata</i>	hl rl
<i>Galium glaucum</i>	rl	<i>Viburnum lantana</i>	pl
<i>Geranium sanguineum</i>	rl	<i>Vicia pisiformis</i>	hl
<i>Hieracium echioides</i>	rl	<i>Viola mirabilis</i>	pk

Největší počet ohrožených druhů hostila lesostep, ostatní biotopy se mezi sebou výrazněji nelišily (obr. G6). Některé ohrožené druhy byly nalezeny pouze na nově vzniklých pasekách. Z lokalit byly na ohrožené druhy průkazně bohatší Hlubočká louka a Hardegg (obr. G7).



Obr. G6: Počet ohrožených druhů rostlin na jednotlivých typech biotopů. Na lesostepi (RL) je jich průkazně více než v zapojeném lese ($p < 0,001$), pasece propojené s bezlesím ($p < 0,001$) i pasece izolované v lese ($p = 0,001$). Ostatní biotopy se mezi sebou průkazně neliší (vždy $p > 0,1$). Biotopy označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, biotopy s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. C = počet ohrožených druhů rostlin, HL = zapojený les, PK = paseka hraničící s loukou, PL = paseka izolovaná v lese, RL = lesostep.

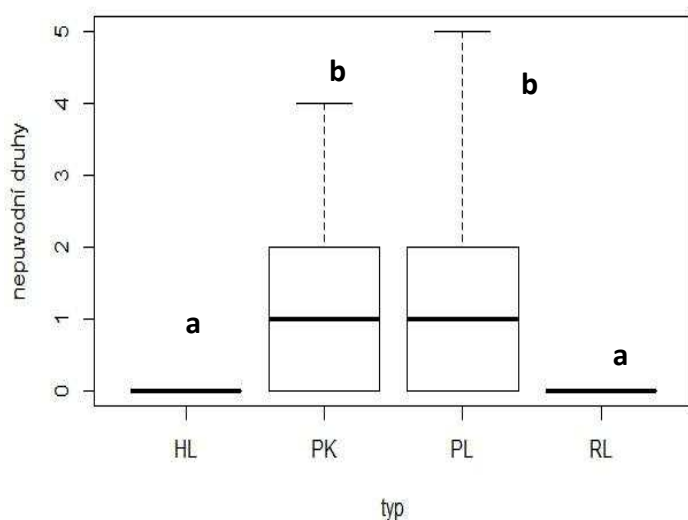


Obr. G7: Počet ohrožených druhů rostlin na jednotlivých lokalitách. Hardegg (H1) hostil signifikantně více ohrožených druhů než ostatní lokality ($p < 0,001$). Hlubocká louka (HL) vykazovala taktéž více druhů ($p = 0,03$). Ostatní lokality se mezi sebou již výrazněji nelišily ($p > 0,1$). Lokality označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, lokality s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. G1 = Gáliš 1, G2 = Gáliš 2, H1 = Hardegg, H2 = Široké pole pod Hardeggem, HL = Hlubocká louka, LIP = Lipina.

5.2.2 Nepůvodní druhy rostlin

Celkově bylo na studovaných lokalitách zaznamenáno 16 nepůvodních druhů rostlin, z toho devět naturalizovaných (tj. zdomácnělých; *Fallopia convolvulus*, *Lactuca serriolla*, *Sonchus oleraceus*, *Carduus acanthoides*, *Sonchus asper*, *Arctium tomentosum* a *Lapsana communis*) a osm invazních (*Conyza canadensis*, *Robinia pseudoaccacia*, *Echinochloa crus-gali*, *Erigeron annuus*, *Cuscuta campestris*, *Cirsium arvense*, *Arrhenatherum elatius* a *Impatiens parviflora*).

Nejzatíženějším biotopem z hlediska výskytu těchto druhů byly oba typy pasek, kde se vyskytovalo průkazně více nepůvodních druhů než v zapojeném lese a na lesostepi. Mezi sebou navzájem se však oba typy pasek výrazněji nelišily, stejně jako se nelišily ani zapojený les od lesostepi. Porovnání všech čtyř biotopů ukazuje obr. G8. Konkrétní počet výskytů nepůvodních druhů za oba roky je v tab. T3.

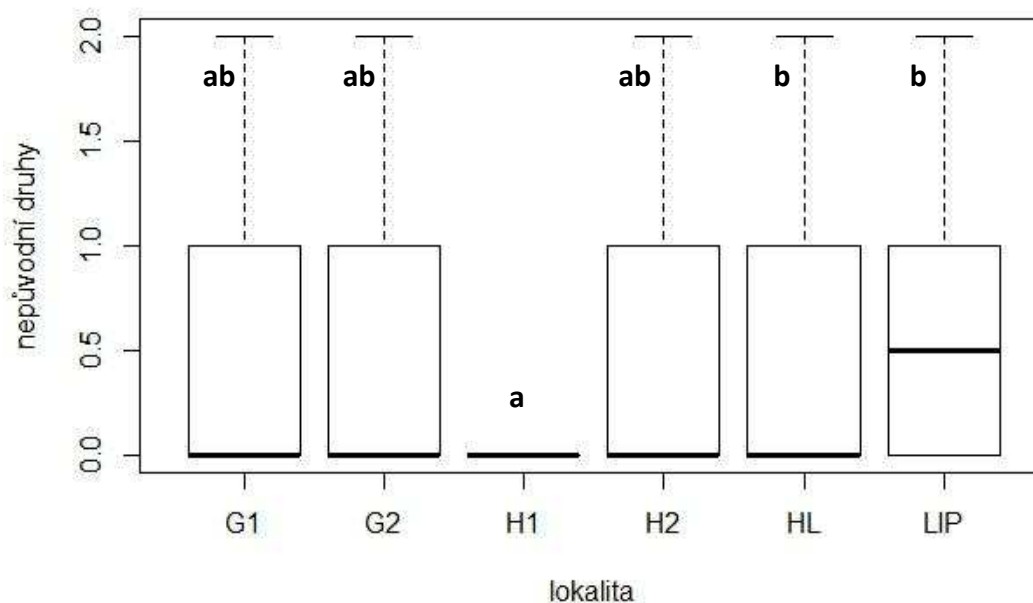


Obr. G8: Počet nepůvodních druhů na jednotlivých typech biotopů. Obě paseky vykazují průkazně větší zatížení nepůvodními druhy než zapojený les a lesostep (vždy $p < 0,001$). Zapojený les a lesostep se v počtu nepůvodních druhů neliší, stejně jako paseky mezi sebou navzájem ($p = 0,1$). Biotopy označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, biotopy s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. HL = zapojený les, PK = paseka hraničící s loukou, PL = paseka izolovaná v lese, RL = lesostep.

Tab. T3: Porovnání počtu a výskytů nepůvodních druhů na trvalých plochách v jednotlivých biotopech. HL=zapojený les, RL=lesostep, PL=paseka izolovaná v lese, PK= paseka spojená s bezlesem; inv=invazní druhy, nat=zdomácňelé druhy, cas=přechodně zavlečené druhy.

biotop	počet druhů		počet výskytů	
	inv	nat	inv	nat
HL	1	1	3	0
RL	1	1	1	6
PL	8	6	20	9
PK	5	7	22	11

Nejméně atakovanou lokalitou byl Hardegg, kde bylo zaznamenáno průkazně méně nepůvodních druhů než na Hlubocké louce a Lipině, ostatní lokality se mezi sebou již výrazněji nelišily, stejně tak se ostatní lokality nelišily od Hardeggu, Hlubocké louky a Lipiny (obr. G9).



Obr. G9: Počet nepůvodních druhů na jednotlivých lokalitách. Signifikantně se liší Hardegg (H1) od Lipiny (LIP, $p = 0,03$) a Hlubocké louky (HL, $p = 0,04$). Jiné lokality se výrazněji neliší ($p > 0,1$; u Širokého pole pod Hardeggem je hodnota $p = 0,1$). Lokality označené stejným písmenem (a/b) se mezi sebou průkazně neliší, lokality s odlišnými písmeny jsou signifikantně různé. G1 = Gáliš 1, G2 = Gáliš 2, H1 = Hardegg, H2 = Široké pole pod Hardeggem, HL = Hlubocká louka, LIP = Lipina.

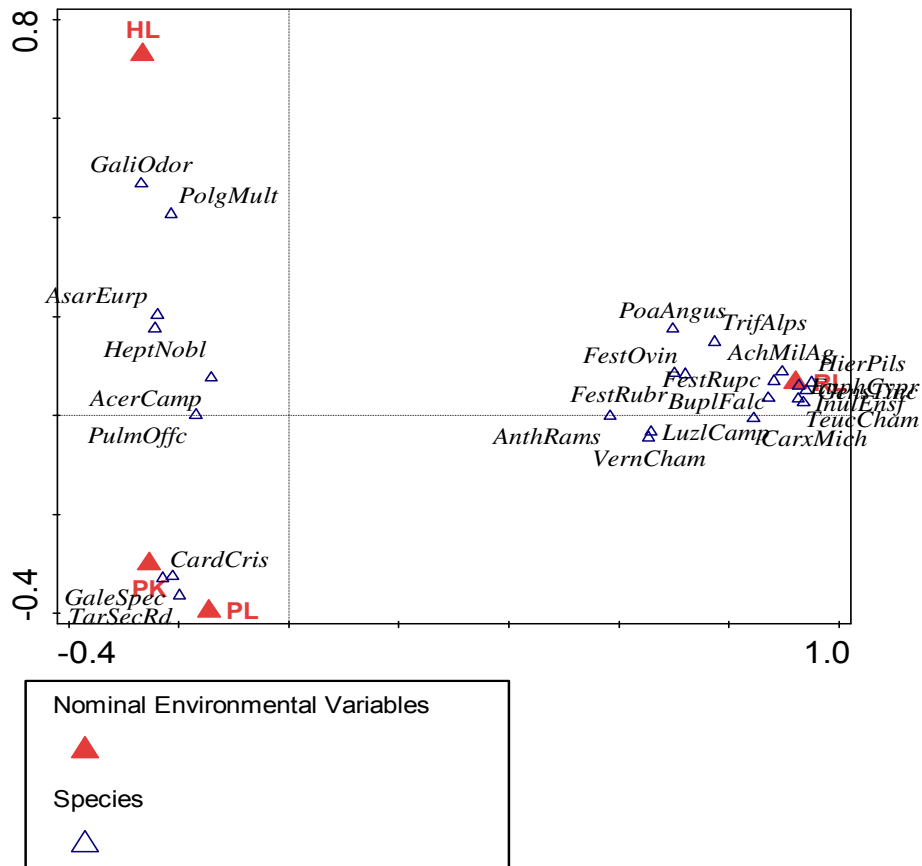
V roce 2012 bylo v celé studované oblasti zaznamenáno 5 invazních, 7 zdomácnělých a jeden přechodně zavlečený druh, celkem tedy 13 nepůvodních druhů. V roce 2013 to bylo 7 invazních, 4 zdomácnělé a jeden přechodně zavlečený druh, celkem 12 nepůvodních druhů.

Nejrozšířenějším druhem byla *Conyza canadensis*, kterou jsem během obou let zaznamenala na největším počtu lokalit, naopak pouze na jedné lokalitě se vyskytovaly druhy *Cuscuta campestris*, *Melilotus albus*, *Arctium tomentosum* a *Lapsana communis*.

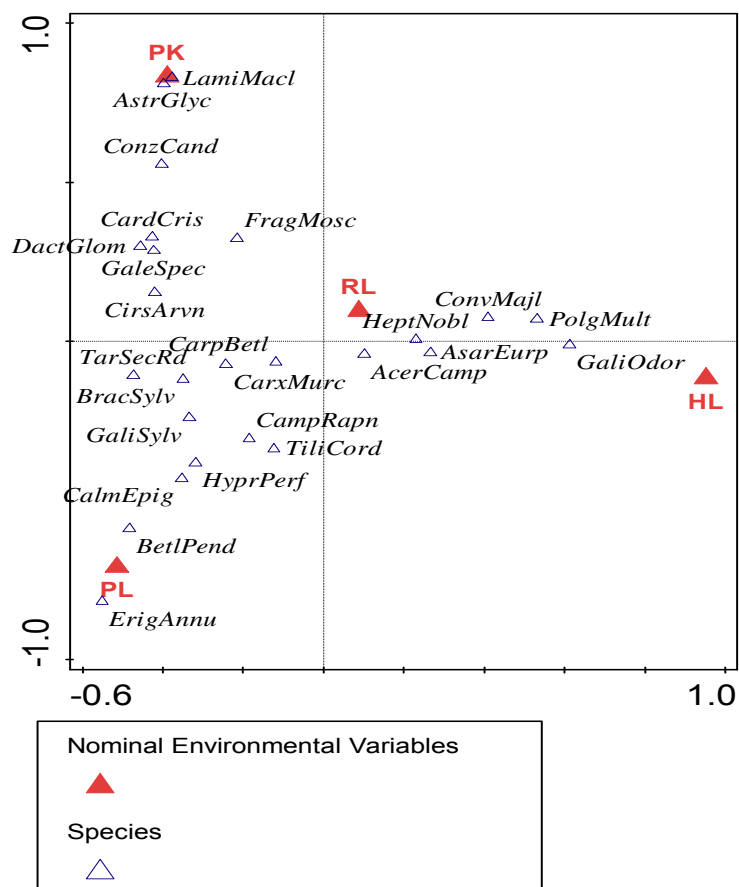
5.3 Porovnání druhového složení jednotlivých biotopů a lokalit

5.3.1 Podobnost pasek a kontrolních ploch

Typ biotopu průkazně ovlivňuje druhové složení bylinného patra (CCA; $p = 0,002$; 1. osa = 8,77%; 2. osa = 3,09%; 3. osa = 1,47%). Nejvýrazněji se od ostatních biotopů liší lesostepi, druhý nejodlišnější biotop je zapojený les. Paseky propojené s bezlesím a paseky izolované v lese se druhovým složením již příliš nelišily. Oba typy pasek se více podobaly zapojenému lesu než lesostepi. Mezi druhy, tíhnoucími k výskytu na pasekách, patří např. *Carduus crispus*, *Galeopsis speciosa* nebo *Taraxacum* sect. *Ruderalia*. Druhy zapojeného lesa jsou např. *Galium odoratum*, *Polygonatum multiflorum*, *Asarum europaeum* nebo *Hepatica nobilis*. Na lesostepích se vyskytovaly druhy *Hieracium pilosella*, *Festuca ovina*, *Trifolium alpestre*, *Anthericum ramosum*, *Euphorbia cyparissias*, *Teucrium chamaedrys*, *Festuca rupicola* nebo *Bupleurum falcatum*. Podobnost pasek a ostatních dvou biotopů, včetně nejvýznamněji ovlivněných druhů, je znázorněno na obr. G10 a G11.



Obr. G10: Efekt typu biotopu. HL = zapojený les, PK = paseka propojená s bezlesím, PL = paseka izolovaná v lese, RL = lesostep. Znáznorněny jsou první dvě osy. 1. osa = 8,77%, 2. osa = 3,09%.

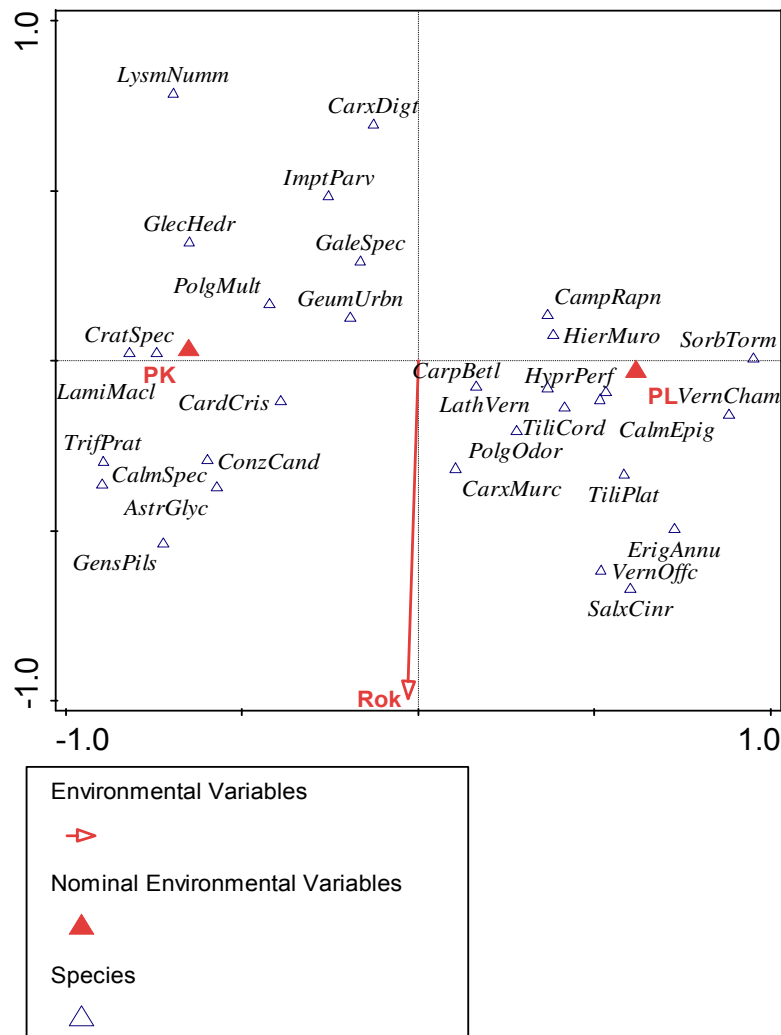


Obr. G11: Efekt typu biotopu. HL = zapojený les, RL = lesostep, PK = paseka propojená s bezlesím, PL = paseka izolovaná v lese. Znáznorněny jsou 3. a 4. osa. 3. osa = 1,47%, 4. osa (nekanonická) = 6,58%. Celkem všechny čtyři osy = 19,91%.

5.3.2 Vliv izolace paseky

Další analýzy byly zaměřeny na zjištění rozdílu mezi dvěma konkrétními typy biotopů, a to mezi pasekou v lese a pasekou na kraji lesa, který jsem zjišťovala pomocí CCA v Canocu 5 (obr. G12). Rostlinné společenstvo na pasece izolované v lese se od druhého typu paseky odlišuje především výskytem druhů *Campanula rapunculoides*, *Carpinus betulus*, *Hieracium murorum*, *Lathyrus vernus*, *Tilia cordata*, *Polygonatum odoratum*, *Carex muricata*, *Calamagrostis epigejos* a další. Během prvního roku zde převažovaly *Campanula rapunculoides*, *Hieracium murorum* nebo *Hypericum perforatum*, ve druhém roce zde kulminovaly např. *Carex muricata*, *Salix cinerea* nebo *Erigeron annuus*. Na pasece na kraji lesa se častěji vyskytovaly druhy *Astragalus glycyphyllos*, *Carduus crispus*, *Galeopsis speciosa*, *Conyza canadensis*, *Geum urbanum* nebo *Lamium maculatum*. V prvním roce zde byly častější *Impatiens parviflora*, *Carex*

digitata, *Glechoma hederacea* nebo *Galeopsis speciosa*, ve druhém roce byly častější druhy *Genista pilosa*, *Astragalus glycyphyllos*, *Conyza canadensis* nebo *Trifolium pratense*.

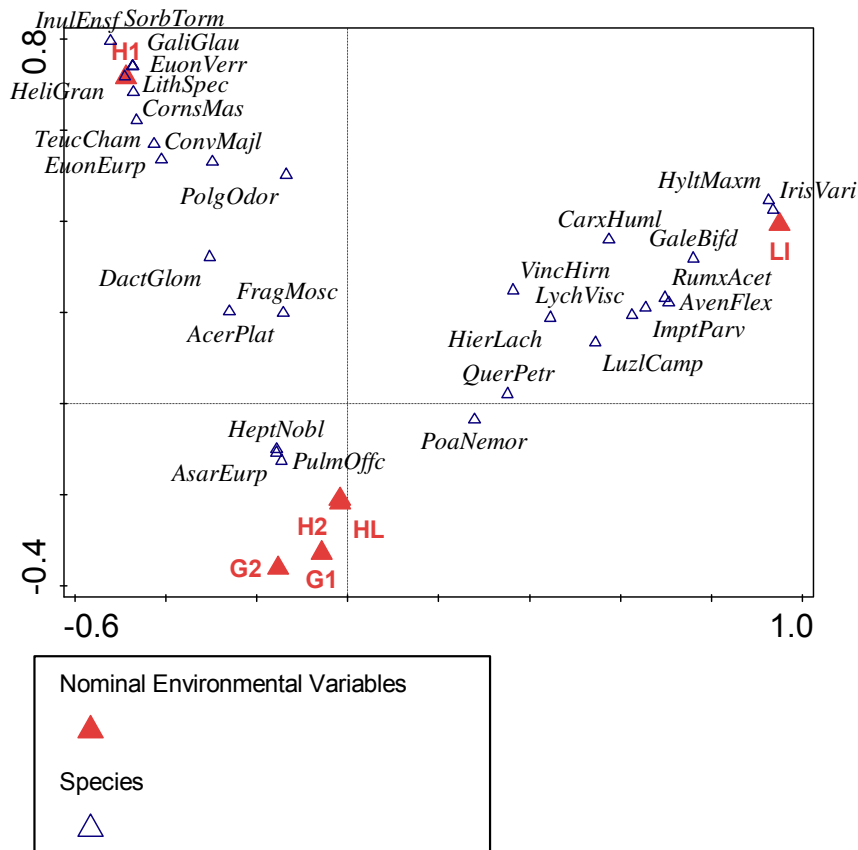


Obr G12: Společenstva jednotlivých typů pasek, včetně efektu sezóny. PL = paseka izolovaná v lese, PK = paseka propojená s bezlesím. CCA; $p = 0.002$; 1. osa = 2,8 %; 2. osa = 1,58 % 3. osa = 5,63 %; 4. osa = 5,07 %.

5.3.3 Podobnost společenstev na lokalitách

Lokality Široké pole pod Hardeggem, Gáliš 1 a 2 a Hlubocká louka hostí velice podobné spektrum rostlinných druhů. Výrazně se odlišují lokality Lipina a Hardegg, a to jak od ostatních čtyř lokalit, tak mezi sebou navzájem. Rostliny s větší afinitou k lokalitě Lipina jsou např. *Iris variegata*, *Hylotelephium maximum*, *Galeopsis bifida*, *Lychnis*

viscaria nebo *Carex humilis*. Druhy s těžištěm výskytu na lokalitě Hardegg jsou např. *Inula ensifolia*, *Sorbus torminalis*, *Galium glaucum*, *Teucrium chamaedrys*, *Convalaria majalis*, *Cornus mas*, *Euonymus verrucosus* nebo *Polygonatum odoratum*. Výsledky analýzy jsou na obr. G13.



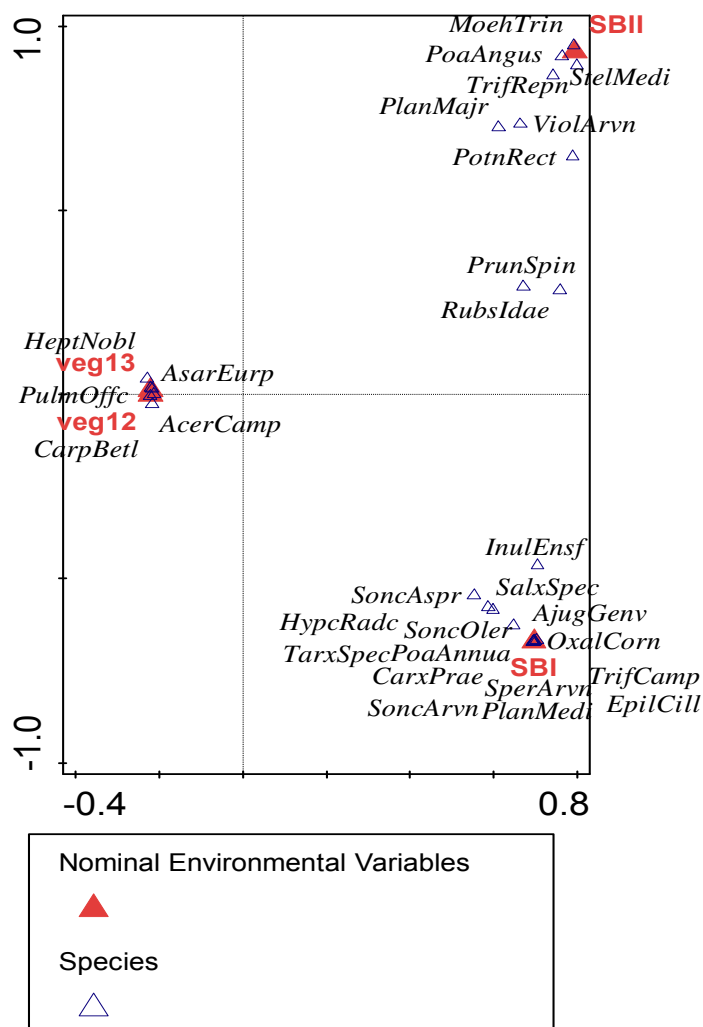
Obr. G13: Porovnání struktury společenstva na jednotlivých lokalitách. CCA; $p = 0,002$; 1. osa = 5,2 %; 2. osa = 3,5 %; 3. osa = 2,48; 4. osa = 1,87 %. H1 = Hardegg, LI = Lipina, H2 = Široké pole pod Hardeggem, HL = Hlubocká louka, G1 = Gáliš 1, G2 = Gáliš 2.

5.4. Semenná banka

Pro účely této práce jsem zakládala dva pokusy pro studium semenné banky, jednu z nově vykácených pasek a druhou ze zapojeného lesa. Semenná banka na pasekách obsahovala 128 vzorků plus 1 kontrolu a vyklíčilo v ní 76 druhů, semenná banka ze zapojeného lesa obsahovala 192 vzorků plus 1 kontrolu a vyklíčilo v ní 32 druhů.

Porovnávala jsem společenstva z terénu se společenstvy vzešlých z jejich semenné banky. Přestože se jednalo o shodné trvalé plochy, obsahovala semenná banka zcela jiné

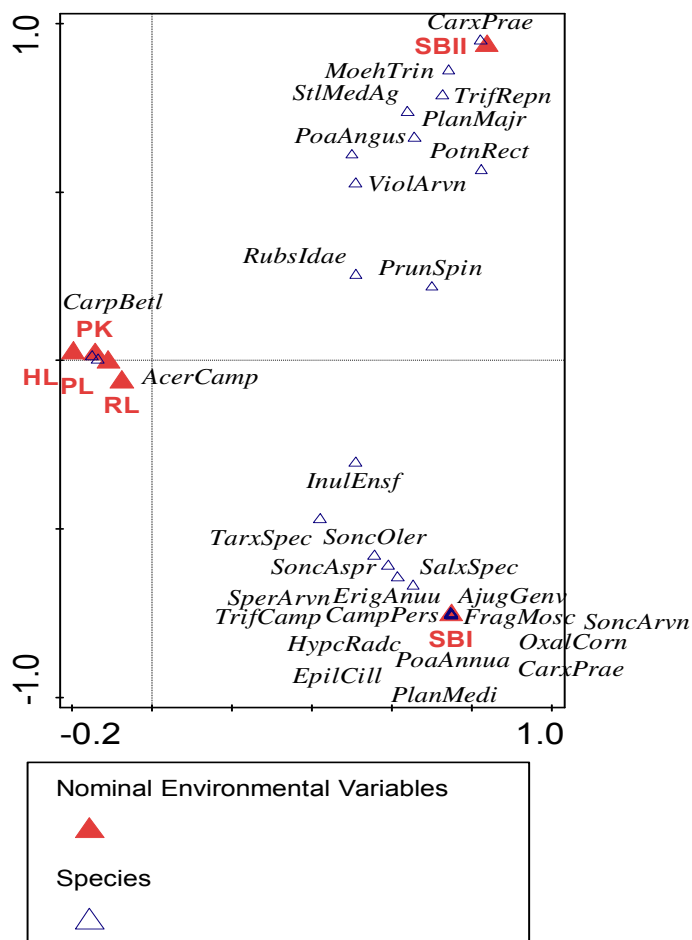
rostlinné druhy než společenstva v terénu. Přesto zde lze sledovat určitou relativní podobnost, jelikož semenné bance ze zapojeného lesa je v grafu bližší právě tento biotop, kdežto u semenné banky z pasek jsou nejbližší druhy z obou typů pasek (obr. G14).



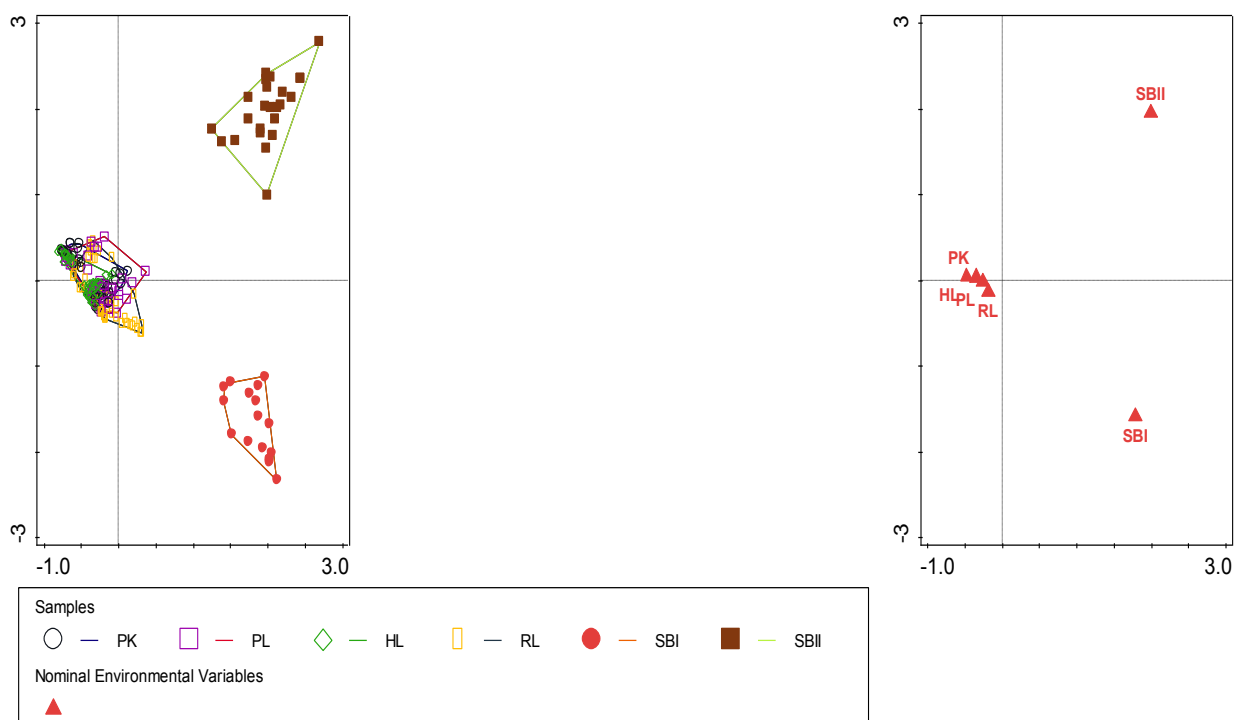
Obr. G14: Podobnost společenstev z terénu s jejich semennou bankou na konkrétních trvalých plochách. CCA (hierarchický design, testována byla podobnost splitplotů v rámci každého wholeplotu); $p = 0,002$; 1. osa = 17,76 %; 2. osa = 13,33 %; 3. osa = 0,66 %; 4. osa = 4,78 %. Veg12 = data z terénu z roku 2012 (tj. data z pasek izolovaných v lese a pasek propojených s bezlesím), veg13 = data z terénu z roku 2013 (tj. data ze zapojených lesů), SBI = semenná banka z pasek, SBII = semenná banka ze zapojeného lesa.

Zajímalo mne také, jestli se společenstva semenných bank budou podobat nějakému studovanému typu biotopu z terénu. Semenná banka na nově vykácených pasekách (SBI) se svým druhovým složením nepodobala žádnému ze čtyř sledovaných

typů biotopu. Stejně tak semenná banka zapojeného lesa (SBII) nebyla podobná ani jednomu z nich. Podobnost semenných bank s ostatními typy ukazují výsledky CCA na obr. G15 a obr. G16.



Obr. G15: CCA – species; $p < 0,001$. Znázornění podobnosti druhů ze semenné banky z pasek, semenné banky ze zapojeného lesa a ostatních typů biotopu. Vysvětlená variabilita: 1. osa = 8,4 %; 2. osa = 6,46 %; 3. osa = 5,47 %; 4. osa = 1,81 %. RL = lesostep, HL = zapojený les, PL = paseka v lese, PK = paseka hraničící s loukou, SBI = semenná banka na pasekách, SBII = semenná banka v zapojeném lese.



Obr. G16: CCA – samples; $p < 0,001$. Znáznornění podobnosti vzorků ze semenné banky z pasek, semenné banky ze zapojeného lesa a ostatních typů biotopu. Vysvětlená variabilita: 1. osa = 8,4 %; 2. osa = 6,46 %; 3. osa = 5,47 %; 4. osa = 1,81 %. RL = lesostep, HL = zapojený les, PL = paseka v lese, PK = paseka hraničící s loukou, SBI = semenná banka na pasekách, SBII = semenná banka v zapojeném lese.

Pro všechny typy biotopů, včetně semenných bank, jsem v programu EstimateS vypočítala Jaccardův index podobnosti (IS_j). Potvrdila jsem tak, že semenná banka z pasek i ze zapojeného lesa je velmi nepodobná všem ostatním typům biotopu. Nejpodobnější si byly oba typy pasek ($IS_j = 0.527$; 284 druhů celkem, z toho 98 společných), poté zapojený les a paseka spojená s bezlesím ($IS_j = 0.372$; 214 druhů celkem, z toho 58 společných) a zapojený les s izolovanou pasekou ($IS_j = 0.358$; 224 druhů celkem, z toho 59 společných). Nejméně podobnosti vykazovaly paradoxně zapojený les a jeho semenná banka ($IS_j = 0.041$; 102 druhů, z toho 4 společné) a zapojený les se semennou bankou z pasek ($IS_j = 0.061$; 140 druhů, z toho 8 společných). Všechny výsledky z programu EstimateS jsou k dispozici v tab. T4.

Tab. T4: Indexy podobnosti pro všechny typy biotopů, včetně obou semenných bank. Typ 1 a typ 2 = dva porovnávané biotopy; S1 = počet druhů v prvním biotopu; S2 = počet druhů ve druhém biotopu; S1+2 = počet druhů v obou biotopech; Shared S = počet společných druhů. PK = paseka propojená s bezlesím, PL = paseka izolovaná v lese, HL = zapojený les, RL = lesostep, SBI = semenná banka z pasek, SBII = semenná banka ze zapojeného lesa.

typ 1	typ 2	S1	S2	S1+2	Shared S	Jaccard Classic	Sorensen Classic
PK	PL	137	147	284	98	0.527	0.69
HL	PK	77	137	214	58	0.372	0.542
HL	PL	77	147	224	59	0.358	0.527
HL	RL	77	98	175	39	0.287	0.446
RL	PK	98	137	235	50	0.27	0.426
RL	PL	98	147	245	50	0.256	0.408
SBI	SBII	63	25	88	13	0.173	0.295
PL	SBI	147	63	210	25	0.135	0.238
PK	SBI	137	63	200	23	0.13	0.23
PK	SBII	137	25	162	15	0.102	0.185
RL	SBII	98	25	123	11	0.098	0.179
PL	SBII	147	25	172	15	0.096	0.174
RL	SBI	98	63	161	12	0.081	0.149
HL	SBI	77	63	140	8	0.061	0.114
HL	SBII	77	25	102	4	0.041	0.078

Pro obě semenné banky a ostatní typy biotopů jsem pomocí analýzy indikátorových druhů určila typické druhy, které vykazovaly vysokou afinitu k danému společenstvu ($\text{IndVal} > 2$, počet výskytů > 5 , $p < 0,05$). Tabulka všech výsledků analýzy IndVal je přiložena k nahlédnutí jako příloha P3. V semenné bance na pasekách se vyskytovaly druhy *Ajuga genevensis*, *Carex praecox*, *Sonchus asper*, *Taraxacum sp.*, *Plantago media*, *Sonchus oleraceus*, *Inula ensifolia*, *Spergula arvensis*, *Prunus spinosa*, *Hypericum perforatum* a *Veronica officinalis*. Dva druhy, které zde vyrostly, nebyly v terénu zaznamenány v žádném ze čtyř biotopů. Zároveň se tyto unikátní druhy nevyskytovaly ani v žádné z kontrolních misek, které semenná banka měla během doby trvání pokusu ve své bezprostřední blízkosti. Jedná se o druhy *Ajuga genevensis* a *Carex praecox*. V semenné bance v zapojeném lese byly jako indikátorové druhy zaznamenány *Trifolium repens*, *Poa angustifolia*, *Plantago major*, *Stellaria media*, *Potentilla recta*, *Moehringia trinervia*, *Rubus idaeus*, *Viola arvensis* a *Oxalis acetosella*. V semenné bance na pasekách byly mezi indikátorovými druhy i *Epilobium ciliatum*, *Oxalis corniculatus*, *Erigeron annuus* a *Poa annua*. Jelikož však tyto druhy masivně rostly i ve všech

kontrolních miskách, rozhodla jsem se je označit za kontaminace a z výsledků vyloučit. Indikátorové druhy zapojeného lesa byly *Galium odoratum*, *Asarum europaeum*, *Polygonatum multiflorum*, *Hepatica nobilis*, *Acer campestre* a *Pulmonaria officinalis*. V lesostepi určila analýza druhy *Genista tinctoria*, *Euphorbia cyparissias*, *Festuca ovina*, *Hieracium pilosella*, *Bupleurum falcatum*, *Festuca rupicola* a *Luzula campestris*.

Ke všem indikátorovým druhům semenných bank byl vypočítán „longevity index“, aby bylo možné diskutovat původ semen. V tab. T5 jsou uvedeny všechny indikátorové druhy, k nimž byla dohledána data v databázi LEDA.

Tab T5.: Longevity index (LI) indikátorových druhů semenných bank. SBI = semenná banka z pasek, SBII = semenná banka ze zapojeného lesa.

druh	typ SB	LI
<i>Spergula arvensis</i>	SBI	0.865384615
<i>Poa annua</i>	SBI	0.82629108
<i>Sonchus oleraceus</i>	SBI	0.75
<i>Stellaria media</i>	SBII	0.714285714
<i>Rubus idaeus</i>	SBII	0.676767677
<i>Plantago major</i>	SBII	0.651452282
<i>Hypericum perforatum</i>	SBI	0.638297872
<i>Veronica officinalis</i>	SBI	0.630434783
<i>Moehringia trinervia</i>	SBII	0.590909091
<i>Ajuga genevensis</i>	SBI	0.555555556
<i>Viola arvensis</i>	SBII	0.531914894
<i>Sonchus asper</i>	SBI	0.511627907
<i>Trifolium repens</i>	SBII	0.384375
<i>Plantago media</i>	SBI	0.285714286
<i>Poa angustifolia</i>	SBII	0.233082707
<i>Oxalis acetosella</i>	SBII	0.1875
<i>Potentilla recta</i>	SBII	0.142857143
<i>Carex praecox</i>	SBI	0.05
<i>Inula ensifolia</i>	SBI	0
<i>Prunus spinosa</i>	SBI	0

6. Diskuse

6.1 Diskuse metodiky sběru dat

Princip výběru lokalit závisel na mnoha aspektech. Hlavním omezením byl fakt, že se jedná o studii v první zóně národního parku. Celé lokality se tak vybíraly podle

míst, kde bylo možné vykácet dvojice pasek. Jelikož většina pasek vznikala v rámci projektu Lukáše Čížka v roce 2011, tedy rok předtím, než začala tato studie, nemohla jsem výběr lokalit nijak ovlivnit, a je tedy možné, že stále nemám přehled o některých aspektech samotného výběru. Všechny paseky se však nachází ve spodních partiích kaňonu, kde byly vykáceny v porostu předržených dubohabrových pařezin, a kde panují přibližně stejné podmínky. Jediná lokalita, u které se podmínky na pasekách pravděpodobně lehce liší od ostatních lokalit, je Lipina. Kaňon Dyje je zde relativně nízký, takže pás zapojeného lesa na jeho svahu velice rychle přechází v lesostep. To způsobuje, že paseky na této lokalitě mají lehce posunuté podmínky.

Druhým problémem, vyplývajícím z faktu, že tato studie začala až rok po vykácení většiny pasek, je absence snímků z doby před kácením. Změny v trendech po vykácení paseky jsou zde tedy brány jako rozdíly mezi pasekami a kontrolními plochami v zapojeném lese. Metodicky stejně je k problému absence snímků před vykácením přistupováno např. ve studii Vild et al. (2013). Paseky jsou v relativně homogenním prostředí zapojeného lesa, který se ani mezi jednotlivými lokalitami příliš neliší. Je tedy velice nepravděpodobné, že by se místa, na kterých paseky vznikly, lišila od okolí natolik, že by na změny vegetace nemělo největší vliv vykácení lesa.

Dalším nedostatkem v metodice sběru dat je špatné značení trvalých ploch v terénu. Rohy všech trvalých ploch jsou označeny duralovými kolíky, dosahujícími přibližně 30cm výšky, což je samo o sobě značení jistě dostatečné. Problém ovšem nastává v lesostepích a na více než rok starých pasekách. V lesostepích se pohybuje velké množství divokých prasat, které kolíky okusují a vytahují je z trvalých ploch. Na starších pasekách je výška a hustota porostu (zejména *Cirsium arvense*, *Sonchus* spp., *Rubus* spp., *Galeopsis speciosa* apod.) natolik velká, že je možné trvalou plochu najít pouze v případě, že známe její přesné umístění na pasece s přesností na méně než půl metru. Přestože jsem měla k dispozici přesné souřadnice všech kolíků a kvalitní GPS, nebylo někdy možné v hustém porostu plochu najít. Zejména v roce 2013 se proto stávalo, že jsem na některých typech biotopu našla pouze 2 nebo 3 trvalé plochy. V analýzách jsem tak musela vyškrtnout analogické plochy z roku 2012.

V této studii je také očividná problematika krátké doby sledování ploch. Dvě sezóny jsou pro zachycení dlouhodobých změn vegetace velmi málo. Je proto pravděpodobné, že některé trendy ve vývoji pasek budou rozeznatelné až po více letech výzkumu, stejně jako vliv managementu, který je dva roky od založení treatmentu teprve v počátcích.

6.2 Diskuse výsledků

6.2.1 Podoba vegetace pasek a její změny

Meziroční rozdíly v abundanci druhů na biotopech zapojený les a lesostep vyšly neprůkazně, což je výsledek, který byl očekávaný. Jedná se totiž o biotopy, které jsou v národním parku přítomny již několik desítek let, během kterých se jejich abundance výrazněji nezměnila. Existuje zde však možnost, že vykáčení pasek bude mít na abundanci bylinného patra zprostředkovaný vliv díky dosycování některých lesních ploch druhy z pasekových společenstev. Otázkou proto zůstává, jestli a jak se bude měnit abundance druhů, rostoucích na těchto typech biotopů v dalších letech.

Meziroční změny byly průkazné u pasek izolovaných v lese. Vzhledem k tomu, že paseka bezprostředně po vykáčení reflektuje podrost zapojeného lesa, je nárůst pokryvnosti v prvních letech po vykáčení prediktabilní. Už Baeten et al. (2009) ve své studii upozorňovali na to, že abundance druhů na pasece rapidně roste až do třetího roku od vykáčení lesa, a pak se postupně ustaluje na nižší hodnotě. I další studie prokazují prudký nárůst abundance ihned po seči (Ash et Barkham, 1976; Mason et MacDonald, 2005). Samozřejmě zde citelně chybí snímky z doby před vykáčením, přesto by bylo velikou náhodou, kdyby tyto snímky vypadaly jinak, než snímky z okolního zapojeného lesa. Podobně je k této problematice nahlíženo i ve studii Vild et al. (2013), kde absenci snímků z doby před vykáčením řešili srovnáváním se snímky ze zapojeného lesa.

U pasek hraničících s loukou ovšem vyšly meziroční změny abundancí neprůkazně, což je překvapující. Domnívala jsem se, že je to způsobeno chybnou analýzou, kdy jsem do testu zahrнула jak nově vykáčené paseky, tak paseky již rok staré, u kterých již největší abundanční změny proběhly. Udělala jsem tedy analýzu novou, s vyloučením starých pasek, ale výsledky byly takřka totožné. Na grafu (obr. G1) je patrné, že paseky hraničící s loukou mají vysokou pokryvnost již první rok po seči. Nabízí se tedy vysvětlení, že druhy otevřených habitatů (louky) pronikají přes ekoton lesního okraje až do zapojeného lesa, kde tvoří část podrostu. Stejně tak výsledky ze semenné banky (viz níže) podporují mou domněnku, že již v zapojeném lese mohou být přítomny světlomilné druhy, nebo alespoň jejich semena. To by vysvětlovalo i další zjištěný trend, totiž že abundance pouze světlomilných druhů meziročně vzrostla na obou typech pasek. Boom heliofilních druhů těsně po seči pozorovali také Ash et Barkham (1976) nebo Baeten et al. (2009).

Co se týče diverzity, hostily paseky průkazně více druhů než zapojený les i lesostep. Nízkou diverzitu podrostu v předřazených pařezinách zmiňuje velké množství prací, např. Van der Werf, 1991; Van Calster et al., 2008a, Konvička et al., 2014, Rogers et al., 2008; Baum et al., 2012 etc., ovšem nižší počet druhů v lesostepích nebyl očekávaný. Naopak jsem se domnívala, že heliofilní druhy vázané na výmladkový režim, se po ukončení managementu a zapojení lesů uchýlily na hrany kaňonu Dyje, kde měly relativně vyhovující podmínky a dosytily tak již velmi bohatá společenstva lesostepí. O podobném trendu píše ve své studii i Konvička et al. (2014). Je také možné, že kvůli veliké prostorové heterogenitě lesostepí nebyla jejich celková diverzita zcela zachycena snímkováním pouze čtyř trvalých ploch o velikosti 2 x 2 metry. Větší druhovou bohatost pasek pak zřejmě způsobuje i fakt, že se paseky nyní nachází ve druhém a třetím roce po seči, kdy podle některých studií (např. Mason et Macdonald, 2002) jejich diverzita kulminuje. Lze tedy očekávat postupné snižování počtu druhů, stejně jako obměňování rostlinných společenstev. Dalším důvodem výjimečné druhové bohatosti pasek může být i to, že se zde v prvních letech po seči vyskytují jak druhy zapojeného lesa, tak druhy otevřených habitatů, shodné výsledky představili ve svých pracích Ash et Barkham (1976) nebo Mason et MacDonald (2005).

Meziroční změny v počtu druhů nebyly nijak rapidní, ovšem po zaměření se pouze na světlomilné druhy byla patrná změna na pasekách izolovaných v lese. Tyto paseky jsou od okraje lesa vzdáleny minimálně 20 metrů, což zřejmě mělo vliv na šíření nelesních druhů. Paseky hraničící s loukou jsou umístěny hned na okraji lesa, takže zde rostly světlomilné druhy už během prvního roku po vykácení, a rozdíl v jejich počtu již meziročně nestoupal. Oproti tomu paseky izolované v lese nemohly být již před vykácením dosycovány nelesními druhy, jelikož jejich umístění je tak daleko od lesního okraje, že se tam nedokázaly rozšířit včas. Rozdíl mezi rokem, kdy byly izolované paseky vykáceny, a rokem následujícím byl proto průkazný nejen v abundancích, ale i v počtech druhů.

Z výše uvedeného je patrné, že prosvětlení lesa v NP Podyjí mělo na diverzitu i abundance rostlinných druhů zatím pozitivní dopad.

6.2.2 Reakce vybraných skupin rostlinných druhů na prosvětlení lesa

Na lokalitách bylo nalezeno množství cenných druhů cévnatých rostlin (jejich výčet viz kapitola 5.2). Největší počet ohrožených druhů byl zaznamenán na lesostepi. Ohrožené druhy v NP Podyjí jsou většinou rostliny náročnější na světlo, případně vyžadující určitý typ disturbancí, omezující míru kompetice. Exponované hrany kaňonu s mělkým půdním profilem a vysokou distribucí slunečního záření těmto nárokům zcela vyhovují, a proto se zde vyskytuje tak vysoký počet zvláště chráněných, vzácných a ohrožených druhů rostlin.

Jednou z otázek, kterými se v této studii zabývám, je, zda jsou vykácené paseky přínosem pro ohrožené druhy rostlin, nebo naopak. Dosavadní výsledky této práce ukazují, že těmto rostlinám nově vzniklé biotopy vyhovují. Chráněné rostliny na pasekách jsou ve většině případů odlišné od cenných druhů zapojeného lesa. Na obou typech biotopu se vyskytují pouze druhy *Cyclamen purpurascens* a *Iris variegata*. *Iris variegata* je ovšem druh typický pro bezlesá stanoviště, jeho indikátorová hodnota pro světlo je 7 (Ellenberg et al. 1992), dá se proto předpokládat, že populace v zapojeném lese neměla zcela ideální podmínky a využije tak nově vytvořený potenciál pasek. Zvláštním případem je druh *Anthericum ramosum*, který se vyskytuje ve všech čtyřech typech biotopů. Nutno podotknout, že v zapojeném lese i na pasece hraničící s bezlesím byla bělozářka zaznamenána pouze na jedné lokalitě, kdežto na lesostepi se vyskytuje ve velkých abundancích téměř na všech lokalitách. Na izolované pasece byla zaznamenána dvakrát, takže těžiště jejího výskytu zůstává na lesostepi. Pouze na pasekách se vyskytovalo 5 druhů chráněných rostlin, a to *Abies alba* juv., *Cirsium pannonicum*, *Viola mirabilis*, *Sorbus torminalis* juv. a *Viburnum lantana* juv. Jedle (*Abies alba*) byla přítomna v okolí, ostatní druhy nebyly v zapojeném lese zaznamenány. Předpokládám však, že se na lokalitách vyskytují, avšak ve větších vzdálenostech od studovaných ploch; např. *Sorbus torminalis* roste v NP na hranách kaňonu, takže se na paseky pravděpodobně rozšířil odsud. Výskyt výše zmíněných druhů na pasekách ukazuje, že ohrožené druhy rostlin využívají nové niky v říčním údolí, a že jsou paseky přínosem pro výskyt a přežívání těchto druhů rostlin. Některé druhy, které se vyskytují jak na pasekách, tak na lesostepích, se na paseky pravděpodobně rozšířily právě z lesostepních stanovišť na hranách kaňonu. Zajímavým výsledkem zejména pro Správu NP je informace, že Hlubočká louka a Hardegg hostily průkazně více ohrožených druhů než ostatní lokality.

Správu NP Podyjí logicky zajímalo, zda vykácení pasek nemůže mít negativní vliv na složení rostlinných druhů v jejich bezprostřední blízkosti, potažmo na celou chráněnou oblast. Některé studie upozorňují na nebezpečí eutrofizace a zvýhodnění, nebo dokonce zavlečení, nepůvodních druhů rostlin. V krajních případech se na nově vytvořeném stanovišti může začít šířit některý z invazních druhů, který posléze může atakovat i okolní biotopy (Radtke et al., 2013; Inagaki et al., 2008; Ryu et al., 2009 etc.). I Vild et al. (2013) ve své studii varují, že prosvětlení již zapojeného lesa může mít z hlediska ochrany přírody i zcela opačný účinek, než je v dané situaci žádoucí, zejména pokud byl zásah proveden necitlivě. Paseku pak obsadí rychle rostoucí, nitrofilní a kompetičně silné druhy rostlin. I v této práci se na pasekách projevil tento negativní efekt smýcení lesa. Na pasekách bylo nepůvodních druhů (včetně invazních) zaznamenáno průkazně více než v zapojeném lese a lesostepi. Druhy rostoucí na pasekách byly často nitrofilní, kompetičně silné a rychle rostoucí. Je patrné, že zásah způsobil uvolnění velkého množství živin, na což upozorňuje i Vild et al. (2013) v již zmiňované studii. Jak bude probíhat vývoj těchto nepůvodních druhů rostlin v dalších letech, závisí především na zvoleném managementu pasek. Pokud se zde bude provozovat nějaký z tradičních lesních managementů (výmladkové hospodaření, lesní pastva, hrabání steliva apod.), dá se předpokládat postupné snižování živin a ubývání nitrofilních, nepůvodních a kompetičně silných druhů rostlin (Strandberg et al., 2005, Hansson, 2001).

6.2.3 Porovnání jednotlivých biotopů

Typ biotopu má na druhové složení společenstva významný vliv. Původně jsem předpokládala, že nově vytvořené paseky budou využity především světlomilnými druhy rostlin, které se koncentrují zejména na lesostepích v horních partiích kaňonu a na jeho hranách. Provedené analýzy však ukazují, že druhové složení lesostepí je od druhového složení pasek výrazně odlišné. Typ biotopu *lesostep* je velmi nepodobný všem třem zbývajícím typům biotopu. Z hlediska druhového složení se jedná o velmi cenné stanoviště, není proto pochyb o tom, že pro diverzitu v NP Podyjí je zachování řídkých lesů velmi důležité.

Paseky se spíše podobaly zapojenému lesu, přestože se zde vyskytoval výrazně větší počet druhů. Tato podobnost může být způsobena krátkou dobou, která uplynula od jejich vykácení, takže se zde ještě vyskytují některé druhy typické pro zapojený les, což

pozoruje i Mason et MacDonald (2005), kde uvádí, že zejména první rok po seči je na pasece ještě velké množství lesních druhů. Studie Barta et al. (2008) naopak poukazuje na to, že se v předřezané pařezině mohou vyskytovat i některé nelesní druhy z dob aktivního managementu. Podle autorů dochází k přibližně padesátiprocentnímu úbytku nelesních druhů až čtyřicet nebo padesát let od poslední seče. Podobnost pasek se zapojeným lesem tak může být způsobena i přítomností některých světlomilných druhů v lese. Např. v zapojeném lese se vyskytující *Iris variegata* můžeme jen stěží považovat za lesní druh. Je možné, že se na pasekách v budoucnu objeví více druhů z lesostepí, podmínkou je však aktivní management, který by zabránil rozvoji sukcese a návratu vývoje společenstev směrem k zapojenému lesu. Domnívám se ale, že společenstva pasek a lesostepí nebudou ani za několik desítek let aktivního managementu podobná. Důvodem jsou zejména odlišné abiotické podmínky obou stanovišť, např. na pasekách je výrazně vyšší mocnost půdního pokryvu, zatímco na lesostepích je vrstva půdy výrazně nižší. Stejně tak doba slunečního osvětlení je ve spodních partiích kaňonu Dyje během dne výrazně kratší než na jeho hranách. To však neznamená, že mezi oběma typy biotopu nenastane žádný překryv druhů. Mnoha rostlinám, co nyní rostou na lesostepích (např. *Genista tinctoria*, *Genista pilosa*, *Bupleurum falcatum*, *Clinopodium vulgare*, *Hieracium pilosella*, *Festuca ovina*, *Festuca rupicola* aj.), by ekologicky vyhovoval i biotop světlého lesa nebo lesních světlin. Je tedy možné, že takovéto druhy rostou na lesostepích z toho důvodu, že jinde v národním parku zatím neměly vhodné světelné podmínky. Očekávám proto, že přesně tyto druhy budou rozšiřovat své populace i na nově vzniklé paseky v dalších letech.

Během prvních tří let sukcese po seči se na pasekách ve velkém množství objevily i jiné druhy rostlin otevřených habitatů, než jaké jsem zaznamenala v lesostepích (např. *Hypericum perforatum*, *Cirsium arvense*, *Galeopsis speciosa* aj.), a světlomilné trávy (např. *Poa angustifolia*), které podle dostupných studií nastupují právě do tří let od vykácení lesa (Ash et Barkham, 1976; Mason et MacDonald, 2005). Také jsem na pasekách zaznamenala druhy, které podle těchto studií sice nastupují již během prvních tří let, ale jejich množství kulminuje až o několik sezón později (*Fragaria vesca*, *Fragaria moschata*, *Verbascum* spp., *Rubus* spp.). Na pasekách se také vyskytovaly druhy typické pro eutrofnější nelesní stanoviště, které se sem patrně rozšířily z luk kolem řeky na samém dně kaňonu a druhy zcela unikátní, které nebyly v žádném jiném biotopu. Přestože se zde vyskytovaly i nepůvodní druhy (včetně invazních), množství druhů původních, dokonce i ohrožených, je na pasekách natolik vysoké, že vykácení těchto pasek můžeme prohlásit jakožto žádoucí pro ochranu diverzity v národním parku. Vše se

nejspíš bude odvíjet od způsobu dalšího managementu, jelikož je velmi důležité, aby se snížilo množství živin, které je nyní na pasekách k dispozici, a tím se eliminoval výskyt nitrofilních druhů.

Management na pasekách v NP Podyjí nyní probíhá v rámci projektu Lukáše Čížka. V plánu bylo provozovat na nich opakované seče a pastvu. Tento typ managementu by do budoucna mohl způsobit větší podobnost lesostepí a pasek. Druhy, které vyhledávají chudé lesostepi kvůli slabé kompetiční schopnosti, by mohly díky odstraňování živin z lokalit na pasekách uspět. O tom, že pařezení a pastva rapidně snižují množství živin na dané lokalitě, existuje velké množství studií, např. Strandberg et al., 2005, Hansson, 2001 etc.

Paseky se liší i mezi sebou navzájem. Hlavní faktor, který za tuto odlišnost může, je přítomnost lesního žebra, které paseku v lese izoluje od bezlesí. Jak již bylo uvedeno, izolace paseky má vliv na rychlost šíření druhů i na rozvoj jejich pokryvností. Je pravděpodobné, že přítomnost lesního žebra má vliv na abiotické faktory prostředí na pasece. Vzhledem k malému množství vysvětlené variability typem paseky a sezónou, se dají odlišné abiotické faktory na obou typech pasek přímo očekávat. Paseka v lese vykazovala velmi málo indikátorových druhů, a nemá tedy jasně definované společenstvo. Můžeme říct, že se jedná spíše o jakýsi mix druhů z okolních biotopů. Paseka hraničící s loukou naopak vykazuje jasně definované indikátory, ze kterých lze usuzovat, že tento typ biotopu vyhledávají spíše nitrofilní druhy, případně druhy z přilehlé louky. Ty se sem mohly velmi snadno rozšířit, jelikož tento typ paseky byl po vykácení z jedné strany zcela otevřen všem vektorům. Očekávala jsem, že na izolované pasece bude i nižší počet druhů, než je tomu na pasece propojené s bezlesím. To se ale nepotvrdilo. Tento výsledek je zajímavý především proto, že pro motýly a některé brouky, které na těchto lokalitách studoval tým L. Čížka, představovalo porostní žebro velkou překážku. Jejich počty se mezi oběma typy pasek výrazně lišily (Šebek et al., 2015).

6.2.4. Porovnání jednotlivých lokalit

Analýzy ukazují, že některé lokality se výrazně odlišují od ostatních. Jedná se o lokality Lipina a Hardegg. U obou lokalit je ale tato odlišnost poměrně jednoduše vysvětlitelná. Lipina je, jak již bylo uvedeno, průkazně chudší i co do počtu druhů. Jedná

se o nejmýchodněji položenou studovanou lokalitu. Kaňon Dyje zde není tolik hluboký ani strmý, jak je tomu u ostatních lokalit, takže pásmo zapojeného lesa velmi rychle přechází v lesostep. Na studovaných plochách v zapojeném lese zde přežívají populace *Iris variegata*, což poukazuje na větší množství světla, jež je zde k dispozici.

Hardegg se od ostatních lokalit liší pouze umístěním kontrolních ploch na lesostepi. Jelikož v oblasti turisty hojně navštěvovaného města nebylo možné najít odpovídající lesostep, byly plochy umístěny na výhřevné stráni s výrazně menším množstvím stromů, než je tomu na jiných lokalitách. Druhy, jež se v této „lesostepi“ vyskytují, odpovídají spíše stepním společenstvům.

6.2.5. Semenná banka

Jednou z kladených otázek v této práci je také podoba semenné banky na nově vzniklých pasekách. Očekávala jsem, že se společenstvo semenné banky bude podobat společenstvu zapojeného lesa, jelikož se zde jiné druhy nevyskytovaly už od druhé poloviny 20. století. Zjistila jsem však, že rekonstruované společenstvo není podobné žádnému ze čtyř studovaných biotopů, dokonce ani v rámci stejných trvalých ploch, ze kterých byly odebrány půdní vzorky. Podle indexu podobnosti je semenné bance na pasekách nejpodobnější společenstvo na izolované pasece, ovšem tato podobnost je velmi malá ($IS_j = 0,13$; počet společných druhů 23 z celkem 200). Indikátorové druhy jsou zde často světlomilné rostliny (*Ajuga genevensis*, *Carex praecox*, *Inula ensifolia*, *Hypericum perforatum*, *Veronica officinalis* aj.), některé z nich jsem nezaznamenala v žádném jiném společenstvu. O původu druhů v semenné bance bohužel můžeme vést pouze spekulace. Existuje zde možnost, že semena zde mohla přežít od posledního lidského zásahu. Pravděpodobné je to ale pouze u druhů *Spergula arvensis*, *Poa annua* a *Sonchus oleraceus*, jejichž longevity index naznačuje, že mohou přežívat v persistentní semenné bance. Některé studie uvádí, že i po několika desítkách let může semenná banka zůstat aktivní, avšak s narůstajícím časem od poslední seče analogicky klesá klíčivost semen (Brunet et al., 1996, Van Calster et al., 2008b). Podle Brown et Warr (1992) se ztrácí podstatná část semenné banky již padesát let po posledním lidském zásahu. Vzhledem k tomu, že se na území dnešního národního parku přestalo hospodařit již po odsunu německy mluvícího obyvatelstva a postavení Železné opony, je tato doba ještě podstatně delší. V semenné bance pasek jsem však našla i druhy, jejichž semenná banka,

charakterizována za pomoci longevity indexu, je striktně transientní. Jedná se o druhy *Prunus spinosa*, *Inula ensifolia* a *Carex praecox*. Trnky se hojně vyskytují v lesních lemech všech zapojených lesů, takže se dá předpokládat pronikání jejich semen i do půdy zapojeného lesa. *Inula ensifolia* se zejména na Hardeggu hojně vyskytuje na lesostepi, odkud se mohla jeho semena dostat i na paseky ve spodní části říčního kaňonu. Oproti tomu např. u *Carex praecox* lze téměř s jistotou říci, že její semena v půdě vydrží životaschopné maximálně jednu sezónu, jelikož její longevity index má hodnotu 0,05. Je možné, že se jedná o nálet z okolí trvalých ploch, kde tento druh nebyl během terénního sběru dat objeven. Další možností je, že jde o kontaminaci, přestože jsem ji nezaznamenala v žádné kontrolní misce a ve sklenících Botanického Ústavu v Průhonících se samovolně nevyskytuje.

Půdní vzorky pro druhou semennou banku jsem odebírala ze zapojených lesů. Zajímalo mne, jestli se zde budou vyskytovat nějaké světlomilné druhy, které by teoreticky mohly být pozůstatkem světlomilných společenstev z dob, kdy se v podyjských lesích ještě aktivně hospodařilo. Toto rekonstruované společenstvo opět nebylo podobné ani jednomu typu studovaných biotopů, stejně tak bylo velmi nepodobné i společenstvům analogických trvalých ploch. Zajímavé je, že nejmenší podobnost k této semenné bance vykazovalo společenstvo ze zapojeného lesa. Indikátorové druhy byly jak typicky lesní (*Oxalis acetosella*), tak luční, mezofilní (*Trifolium repens*), ale i vyloženě světlomilné (*Poa angustifolia*, *Potentilla recta*, *Viola arvensis* aj.). Vzhledem k tomu, že v Podyjí téměř chybí gapová dynamika, vyloučila jsem možnost, že se zde druhy vyskytují díky náhodnému prosvětlení lesa. Některá semena se mohla do půdy v zapojených lesích nejspíš dostat i náhodnou disperzí. Je pravděpodobné, že semena některých lučních a světlomilných druhů, které se vyskytují v okolí, mohou do zapojených lesů pronikat opakovaně každý rok. Je ale také možné, že druhy v semenné bance ještě reflektují část společenstva z dob aktivního managementu. Longevity indexy indikátorových druhů je však relativně vysoký pouze u druhů *Stellaria media* a *Rubus idaeus*. Ostatní druhy mají longevity index v rozmezí středních hodnot, což ovšem nevylučuje, že se v některých případech mohou vyskytovat i v persistentní semenné bance. Aby bylo možné s jistotou říct, odkud tato semena pochází a jak dlouho již v půdě přežívají, bylo by nutné studovat semennou banku zcela odlišnými metodami na molekulární úrovni, což není v rámci této diplomové práce z kapacitních důvodů možné.

7. Závěr

V této práci jsem se snažila objasnit vliv zásahu v podobě vykácení pasek na studovaná rostlinná společenstva v NP Podyjí. Zjistila jsem, jak se po vykácení mění podoba a struktura vegetace na pasekách a nabídla jejich srovnání se zapojeným lesem a lesostepí na hraně kaňonu Dyje. Detailněji jsem se zaměřila na světlomilné, ohrožené a nepůvodní druhy rostlin. Pokusila jsem se vysvětlit, jaký vliv měla izolace paseky a popsala jsem semennou banku na pasekách a v zapojeném lese. Jsem si vědoma toho, že některé kladené otázky vyžadují delší časovou osu, na druhou stranu již první roky po seči ukazují zajímavé výsledky, které bude např. správa NP moct využít při sestavování plánů péče o diverzitu v říčním kaňonu.

Prosvětlení lesa mělo za následek zvýšení diverzity i abundance druhů. Oba typy pasek vykazovaly vyšší druhovou bohatost i pokryvnost bylinného patra než zapojený les a lesostep. Mezi prvním a druhým rokem po vykácení pasek se zvyšovala abundance světlomilných druhů na obou pasekách, počet světlomilných druhů meziročně stoupl jen na pasekách izolovaných v lese. Těžební zásah měl výrazný účinek na přítomnost nepůvodních druhů rostlin. Oba typy pasek hostily průkazně vyšší množství nepůvodních (včetně invazních) druhů než zapojený les a lesostep. Zároveň zde ale byly zaznamenány i ohrožené druhy rostlin, a to jak sdílené s ostatními biotopy, tak zcela unikátní. Nejbohatším biotopem z hlediska ohrožených druhů však zůstává i po prosvětlení lesa lesostep.

Největší vliv na druhové složení společenstva má typ biotopu. Lesostep se od všech ostatních biotopů výrazně odlišuje. Nepodařilo se tak zatím potvrdit předpoklad, že lesostepi budou fungovat jako species-pooly světlinových druhů pro paseky, přestože některé chráněné druhy na pasekách pravděpodobně pochází z populací na lesostepích. S postupujícím časem se však paseky s lesostepmi mohou podobat čím dál více. Oba typy pasek jsou tak zatím relativně podobnější zapojenému lesu.

Paseka izolovaná v lese se od paseky propojené s bezlesím lišila díky přítomnosti porostního žebra. To hrálo roli při kolonizaci nově vzniklé paseky, takže všechny změny zde probíhaly pomaleji.

Semenná banka na pasekách je unikátní společenstvo sestávající zejména ze světlomilných druhů rostlin, které nebyly zjištěny ani v zapojeném lese, ani lesostepi. Je možné, že byla dosycována druhy z přilehlé louky, z říčních břehů a ostatních

nemapovaných biotopů v národní parku, nebo semenným deštěm druhů šířících se na velké vzdálenosti. Nejvíce se podobala semenné bance zapojeného lesa, která byla svou strukturou taktéž velmi nepodobná ostatním studovaným biotopům. Stejně jako u první semenné banky, i zde mohla semena pocházet z louky, z říčních břehů a dalších okolních biotopů nebo z větších vzdáleností. U obou semenných bank je také možné, že některá semena přetrvala v půdě z dob aktivního managementu.

Vykácení několika pasek v zapojeném lese národního parku Podyjí mělo bezesporu pozitivní vliv na celkovou diverzitu oblastí. Přestože by se toto tvrzení mohlo jevit diskutabilním kvůli zvýhodnění některých nepůvodních (dokonce invazních) druhů rostlin, v celkovém kontextu se jedná o žádoucí zásah. Větší hodnotu přitom mají paseky, které jsou propojeny s bezlesím, přestože z hlediska rostlinných druhů nemá izolace od okolního bezlesí tak výrazný vliv, jako je tomu u jiných skupin organismů. Je však nutné si uvědomit, že to, co zvyšuje celkovou diverzitu v oblasti, není několik pasek, ale heterogenita prostředí. Je navíc žádoucí udržovat paseky v různém stadiu vývoje, aby bylo podpořeno co nejvíce druhů. Ačkoliv se jedná o první zónu národního parku, je potřeba zohlednit, co je předmětem jeho ochrany. Pokud by to byly přirozené procesy, byl by jistě ideální bezzásahový management. Pokud ovšem chráníme diverzitu a konkrétní druhy, je nutné zajistit odpovídající podmínky. Domnívám se, že maloplošný tradiční management, jako je pařezení nebo lesní pastva, jsou ideálními prostředky, jak toho v národním parku Podyjí docílit.

8. Literatura

- Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J. & Kopecký, M.** (2015): Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. 336, 81–90.
- Altman, J., Hédl, R., Szabó, P., Mazůrek, P., Riedl, V., Müllerová, J., Kopecký, M. & Doležal, J.** (2013): Tree-ring mirror management legacy: Dramatic response of standard oaks to past coppicing in Central Europe. *PLoS ONE* 8(2) e55770. doi: 10.1371/journal.pone.0055770
- Ash, J. E. & Barkham, J. P.** (1976): Changes and variability in the field layer of a coppiced woodland in Norfolk, England. *Journal of Ecology* 64 (1976) 697-712
- Baeten, L., Bauwens, B., De Schrijver, A., De Keersmaecker, L., Van Calster, H., Vandekerckhove, K., Roelandt, B., Beeckman, H. & Verheyen, K.** (2009): Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation science* 12 (2009) 187-197
- Bartha, S., Merolli, A., Campetella, G & Canullo, R.** (2008): Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142 (2008) 572-583
- Baum, S., Bolte, A & Weih, M.** (2012): High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *Global Change Biology Bioenergy* 4 (2012) 728-738
- Bekker, R. M., Bakker J. P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K. & Willems, J. H.** (1998): Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil: Indicators of Seed Longevity. *Funct. Ecol.* 12:834–842
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. & Menozzi, P.** (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39–50.
- Brown, A. H. P. & Warr, S. J.** (1992): The effects of changing management on seed banks in ancient coppices. In: Buckley, G. P. (1992): *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, London

- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. (1996):** Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests-effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88 (1996) 259-272
- Colwell, R. K. (2013):** EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 9. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Čeřovský, J., Podhajská, Z., & Turoňová, D. (Eds.) (2007):** Botanicky významná území České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992):** **Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2nd ed. Scr. Geobot. 18: 1-258**
- Evans, M. N. & Barkham, J. P. (1992):** Coppicing and natural disturbance in temperate woodlands – a review. In: Buckley, G. P. (1992): *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Chapman & Hall
- Feber, R. E., Brereton, T. M., Warren, M. S. & Oates, M. (2001):** The impacts of deer on woodland butterflies: the good, the bad and the complex. *Forestry* 74 (2001) 271-276
- Fuller, R. J. & Henderson, A. C. B. (1992):** Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study* 39 (1992) 73-88
- Gruřich, V. (1986):** Květena CHKO Podyjí. *Památky a příroda*, 11, 239-244.
- Gruřich, V. (2012):** Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84: 631–645.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001):** PAST – Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. – *Palaeontologia Electronica* 4, 9 pp
- Hansson, L. (2001):** Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10 (2001) 1865-1873
- Hennekens S. M. & Schaminée J. H. J. (2001):** TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science*, 12 (4): 589–591.
- Hultberg, T., Gaillard, M. - J., Grundmann, B. & Lindblad, M. (2015):** Reconstruction of past landscape openness using the Landscape Reconstruction Algorithm (LRA) applied on three local pollen sites in a southern Swedish biodiversity hotspot.

Vegetation History and Archaeobotany 24, 253–266.

- Inagaki, Y., Kuramoto, S., Torii, A., Shinomiya, Y. & Fukata, H.** (2008): Effects of thinning on leaf-fall and leaf-litter nitrogen concentration in hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endlicher) plantation stands in Japan. *Forest Ecology and Management* 255, 1859–1867.
- Indriksons, A., Dubrovskis, E., Hermane, L. & Kalnins, A.** (2016): Ground cover vegetation development in *Hylocomiosa* forests site type after clearcut. *AGROFOR International Journal*, Vol. 1, Issue No. 3, 2016
- Itô, H., Hino, T. & Sakuma, D.** (2012): Species abundance in floor vegetation of managed coppice and abandoned forest. *Forest Ecology and Management* 269 (2012) 99-105
- Janík, D., Vrška, T., Šamonil, P., Unar, P., Adam, D., Hort, L. & Král, K.** (2007): Struktura a ekologie doubrav národního parku Podyjí na příkladu lokality Lipina. *Thayensia* 7 (2007) 175-206
- Jansen, P. & Kuiper, L.** (2004): Double green energy from traditional coppice stands in the Netherlands. *Biomass and bioenergy* 26 (2004) 401-402
- Kadavý, J., Kneifl, M., Servus, M., Knott, R., Hurt, V. & Flora, M.** (2011): Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa – obecná východiska. *Lesnická práce, s.r.o., nakladatelství a vydavatelství. Kostelec nad Černými lesy.* 296: 14-20
- Kirbi, K. J.** (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74 (2001) 219-229
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J. M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G. M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J. G., Jackel, A-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W. A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H. J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J. H. C., Eriksson, O., Garnier, E. & Peco, B.** (2008): The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.
- Konvička, M., Čížek, L. & Beneš, J.** (2004): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. *Sagittaria, Olomouc*

- Mason, CH. F. & Macdonald, S. M.** (2002): Responses of ground flora to coppice management in an English woodland-a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11 (2002) 1773-1789
- Miklín, J. & Čížek, L.** (2014): Erasing a European biodiversity hot-spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal of Natural Conservation*, 22, 35–41.
- Misra , P. N., Tewari, S. K., Deer Singh & Katiyar, R. S.** (1995): Effect of coppicing height on the regeneration and produktivity of certain firewood shrubs in alkaline soils of North Indian plains. *Biomass and Bioenergy* (1995) 459-463
- Montes, F., Cañellas, I., Del Río, M., Calama, R. & Montero, G.** (2004): The effects of thinning on the structural diversity of coppice forests. *Annals for forest science* 61 (2004) 771-779
- MZe ČR** (1995): *Lesnický naučný slovník*, 2. díl. Ministerstvo zemědělství, Praha
- Neruda P.** (2007): *Starší doba kamenná v Podyjí – současný stav a perspektivy.* – *Thayensia*,7: 291–303.
- Niklasson, M., Zin, E., Zielonka, T., Feijen, M., Korczyk, A. F., Churski, M. & Samojlik, T.,**
(2010): A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98, 1319–1329.
- Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtěk, J., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K. & Tichý, L.** (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255, 2012
- Quitt, E.** (1971): *Klimatické oblasti Československa.* – *Studia Geographica* 16. Brno: Academia, Geografický ústav ČSAV, 73 pp
- R Development Core Team** (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V. & Ammer, C.** (2013): Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 291, 308–317.

- Reiterová, L. & Škorpík, M.** (2012): Plán péče o Národní park Podyjí a jeho ochranné pásmo 2012 - 2020. Správa Národního parku Podyjí, Znojmo
- Rogers, D. A., Rooney, T. P., Olson, D. & Waller, D. M.** (2008): Shifts in Southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. *Ecology* 89 (2008) 2482-2492
- RStudio Team** (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA; URL <http://www.rstudio.com/>.
- Ryu, S., Concilio, A., Chen, J., North, M. & Ma, S.** (2009): Prescribed burning and mechanical thinning effects on belowground conditions and soil respiration in a mixed-conifer forest, California. *Forest Ecology and Management* 257, 1324–1332.
- Sádlo, J., Pokorný, P., Hájek, P., Dreslerová, D. & Cílek, V.** (2005): Krajina a revoluce – významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. *Malá Skála* (2005).
- Strandberg, B., Kristiansen, S. M. & Tybirk, K.** (2005): Dynamic oak-scrub to forest succession: Effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211 (2005) 318-328
- Šebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., Chlumska, Z., Dolezal, J., Dvorsky, M., Kovar, J., Machac, O., Mikatova, B., Perlik, M., Platek, M., Polakova, S., Skorpik, M., Stejskal, R., Svoboda, M., Trnka, F., Vlasin, M., Zapletal, M. & Lukas Cizek** (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358, 80-89.
- Ter Braak, C. J. & Šmilauer, P.** (2012): Canoco 5: Software for Multivariate Data Exploration, Testing, and Summarization.
- Utinek, D** (2004): Conversions of coppices to a coppice-with-standards in Urban Forests of Moravský Krumlov. *Journal of Forests Science*, 50, 2004 (1): 38–46
- Van Calster, H., Baeten, L., De Schrijver, A., De Keersmaecker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K. & Hermy, M.** (2007): Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 241 (2007) 258-271
- Van Calster, H., Baeten, L., Verheyen, K., De Keersmaecker, L., Dekeyser, S., Rogister, J. E. & Hermy, M.** (2008)a: Diverging effect of overstorey conversion

scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256 (2008) 519-528

Van Calster, H., Chevalier, R., Van Wyngene, B., Archaux, F., Verheyen, K. & Hermy, M. (2008)b: Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Applied Vegetation Science* 11 (2008) 251-260

Van Calster, H., Endels, P., Antonio, K., Verheyen, K. & Hermy, M. (2008)c: Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. *Biological conservation* 141 (2008) 2641-2652

Van der Werf, S. (1991): The influence of coppicing on vegetation. *Vegetatio* 92 (1991) 97-110

Varga, A., Ódor, P., Molnár, Z. & Bölöni, J. (2015): The history and natural regeneration of a secondary oak-beech woodland on a former wood-pasture in Hungary. *Acta Soc. Bot. Pol.* 84, 215–225.

Vera, F. (2000): *Grazing ecology and forest history*. CAB International 2000, London

Vild, O., Roleček, J., Hedl, R., Kopecký, M. & Utinek, D. (2013): Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310 (2013) 234–241

Internetové zdroje:

www1: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/pece-o-uzemi> (8. 4. 2014)

www2: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/charakteristika-teplotnich-pomeru> (8. 4. 2014)

www3: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/charakteristika-srazkovych-pomeru> (8. 4. 2014)

www4: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/geologicky-vyvoj> (8. 4. 2014)

www5: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/pedologicke-pomery> (8. 4. 2014)

www6: **Škorpík M.**: Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/vyvoj-krajiny> (9. 4. 2014)

9. Přílohy

Seznam příloh:

Příloha P1: primární data.

Příloha P2: primární data – environmentální proměnné.

Příloha P3: výsledky analýzy indikátorových druhů.

Příloha P1: primární data. Část 3

	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acer campestre</i>	5	0	3	10	5	1	0	0	5	1	1	0	10	0	5	3	5	0	0	5	3	1	1	0	10	1	0	0	5	3	10	5
<i>Acer platanoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
<i>Aconitum anthora</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capilaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Ajuga genevensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aliolaria petiolata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	5	0	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allium flavum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allium sp.</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anemone nemorosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anemone sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthericum ramosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Arctium tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Asarum europaeum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	3	10	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	10	3	0	0	0	0	0	3	0
<i>Asperula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asperula tinctoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aster amellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5	
<i>Avenella flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Betula pendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bidens sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	10	3	0	0	0	0	0	0	0	3	3	10	1	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	5
<i>Bromus benekenii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bupleurum falcatum</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3	0	0	0	0
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula persicifolia</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	1	3	0	0	0	3	0	0	0
<i>Campanula rapunculoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Campanula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula trachelium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardamine impatiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus crispus</i>	0	5	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	10	

	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	
<i>Geranium sanguineum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Geum urbanum</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	1	3	3	0	0	3	1	0	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Glechoma hederacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helianthemum grandiflorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hepatica nobilis</i>	5	0	3	0	0	0	0	0	0	5	3	10	0	1	3	1	0	0	3	0	0	3	3	10	0	0	0	0	0	0	5	5	
<i>Hieracium echinoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium laevigatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium lachenalii</i>	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	5	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	3	0	0	3	0	0	3	0	0	
<i>Hieracium murorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	3	5	1	3	3	0	0	0	0	0	0	3	3	5	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium pilosella</i>	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	
<i>Hieracium racemosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium sabaudum</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium umbellatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Holcus lanatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hylotelephium maximum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hypericum elodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hypericum perforatum</i>	0	5	3	10	10	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hypochaeris radicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>chenopodium opulinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Impatiens parviflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Inula ensifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Iris variegata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Juncus efusus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lactuca serriola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
<i>Lamium maculatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lapsana communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lathyrus niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lathyrus vernus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
<i>Leontodon autumnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leontodon hispidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ligustrum sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ligustrum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lilium martagon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Linaria genistifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lithospermum sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	

	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
<i>Luzula campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Luzula divulgata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luzula luzuloides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lychnis viscaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0
<i>Lysimachia nummularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago lupulina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum cristatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica nutans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica uniflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Melilotus albus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moehringia trinervia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycelis muralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxalis corniculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>picea abies</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago major</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	5	0	0	0
<i>Poa annua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa nemoralis</i>	0	5	0	0	3	0	3	5	3	3	3	1	1	3	3	0	1	0	0	0	1	3	1	1	3	0	3	5	0	0	0	0
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonatum odoratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	5	5	0	0
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla argentea</i>	0	0	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla incana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla verna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus avium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Příloha P1: primární data. Část 4

	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Acer campestre</i>	5	10	10	5	10	10	10	0	0	0	0	1	10	3	5	5	10	3	5	5	10	0	0	0	0	0	10	10	10	10
<i>Acer platanoides</i>	3	5	5	5	5	5	70	0	0	0	0	3	0	0	3	5	3	5	5	5	60	0	0	0	0	3	5	5	0	5
<i>Aconitum anthora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capilaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea millefolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ajuga genevensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aliolaria petiolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Allium flavum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anemone nemorosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anemone sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthericum ramosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0
<i>Arctium tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asarum europaeum</i>	3	5	0	5	5	10	5	0	0	0	0	0	5	0	3	0	0	5	5	5	10	0	0	0	0	3	5	10	0	10
<i>Asperula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asperula tinctoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aster amellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Avenella flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Betula pendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bidens sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	5	5	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bromus benekenii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bupleurum falcatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	5	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	5
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula persicifolia</i>	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula rapunculoides</i>	0	3	3	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	3
<i>Campanula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula trachelium</i>	0	0	5	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardamine impatiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	5	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	3

	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126
<i>Luzula campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Luzula divulgata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Luzula luzuloides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lychnis viscaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lysimachia nummularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Medicago falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Medicago lupulina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melampyrum cristatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melica nutans</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Melica uniflora</i>	3	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	3	3	5	0	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Melilotus albus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Moehringia trinervia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Mycelis muralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
<i>Origanum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oxalis corniculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>picea abies</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Plantago major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Plantago media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Poa angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Poa annua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Poa nemoralis</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	5	0	0	3	5	5	5	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Polygonatum odoratum</i>	3	3	3	0	0	0	0	5	0	10	3	0	3	0	3	3	0	0	0	0	10	5	10	3	0	0	0	0	5	
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Polypodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Potentilla argentea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Potentilla incana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	
<i>Potentilla recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Potentilla verna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Prunus avium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Prunus sp.</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	

Příloha P1: primární data. Část 5

	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156
<i>Abies alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	10	5	5	0	5	5	5	3	10	3	0	0	0	3	0	0	5	3	3	0	0	1	1	10	20	0	
<i>Acer platanoides</i>	0	0	0	0	3	3	5	3	10	5	0	5	0	3	3	3	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aconitum anthora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Agrostis capilaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achillea millefolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ajuga genevensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aliolaria petiolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Allium flavum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
<i>Allium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Alopecurus pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	
<i>Anemone nemorosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anemone sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anthericum ramosum</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	
<i>Arctium tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	3	
<i>Asarum europaeum</i>	0	0	0	10	0	3	5	10	3	15	0	10	10	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Asperula sp.</i>	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Asperula tinctoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Aster amellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Avenella flexuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	10	0	0	0	0	10	0	10	0	10	
<i>Betula pendula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bidens sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bromus benekenii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bupleurum falcatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	10	20	10	0	0	0	
<i>Calamagrostis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campanula persicifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
<i>Campanula rapunculoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campanula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campanula trachelium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cardamine impatiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carduus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	

	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217
<i>Tanacetum corymbosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum</i> sp.	1	0	3	2	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thesium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thymus praecox</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tilia cordata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tilia platyphyllos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tilia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Torilis japonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Trifolium alpestre</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Trifolium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>trifolium campestre</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	2	0	1	2	3	2	2	2	0	1	0	1	3	2	2	1	4	3	9
<i>Trifolium medium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	
<i>Tusilago farfara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Verbascum chaixii</i> ssp. <i>austriacum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Verbascum lychnitis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Verbascum nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Verbascum phlomoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia cracca</i>	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Veronica officinalis</i>	0	1	1	8	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Veronica prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viburnum lantana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia hirsuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia pisiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Vicia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vicia sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola canina</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola hirta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola reichenbachiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola riviniana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	1	1	2	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	

Příloha P2: Primární data – environmentální proměnné

data	sample	kód	rok	lokaita	typ	relevé	celková pokryvnost
veg	1	13G2PK1	13	G2	PK	G2PK1	60
veg	2	13G2PK2	13	G2	PK	G2PK2	65
veg	3	13G2PK3	13	G2	PK	G2PK3	100
veg	4	13G2PK4	13	G2	PK	G2PK4	100
veg	5	13G2PL1	13	G2	PL	G2PL1	35
veg	6	13G2PL2	13	G2	PL	G2PL2	100
veg	7	13G2PL3	13	G2	PL	G2PL3	65
veg	8	13G2PL4	13	G2	PL	G2PL4	70
veg	9	13G2HL1	13	G2	HL	G2HL1	40
veg	10	13G2HL2	13	G2	HL	G2HL2	35
veg	11	13G2HL3	13	G2	HL	G2HL3	55
veg	12	13G2HL4	13	G2	HL	G2HL4	75
veg	13	13G2RL1	13	G2	RL	G2RL1	90
veg	14	13G2RL2	13	G2	RL	G2RL2	75
veg	15	13G2RL3	13	G2	RL	G2RL3	45
veg	16	13G2RL4	13	G2	RL	G2RL4	50
veg	17	12G2PK1	12	G2	PK	G2PK1	50
veg	18	12G2PK2	12	G2	PK	G2PK2	35
veg	19	12G2PK3	12	G2	PK	G2PK3	55
veg	20	12G2PK4	12	G2	PK	G2PK4	15
veg	21	12G2PL1	12	G2	PL	G2PL1	20
veg	22	12G2PL2	12	G2	PL	G2PL2	90
veg	23	12G2PL3	12	G2	PL	G2PL3	70
veg	24	12G2PL4	12	G2	PL	G2PL4	50
veg	25	12G2HL1	12	G2	HL	G2HL1	30
veg	26	12G2HL2	12	G2	HL	G2HL2	40
veg	27	12G2HL3	12	G2	HL	G2HL3	50
veg	28	12G2HL4	12	G2	HL	G2HL4	85
veg	29	12G2RL1	12	G2	RL	G2RL1	85
veg	30	12G2RL2	12	G2	RL	G2RL2	70
veg	31	12G2RL3	12	G2	RL	G2RL3	55
veg	32	12G2RL4	12	G2	RL	G2RL4	60
veg	33	13G1PK1	13	G1	PK	G1PK1	100
veg	35	13G1PK3	13	G1	PK	G1PK3	100
veg	37	13G1PL1	13	G1	PL	G1PL1	90
veg	38	13G1PL2	13	G1	PL	G1PL2	100
veg	39	13G1PL3	13	G1	PL	G1PL3	100
veg	40	13G1PL4	13	G1	PL	G1PL4	100
veg	41	13G1HL1	13	G1	HL	G1HL1	20
veg	42	13G1HL2	13	G1	HL	G1HL2	55
veg	43	13G1HL3	13	G1	HL	G1HL3	30
veg	44	13G1HL4	13	G1	HL	G1HL4	75
veg	45	13G1RL1	13	G1	RL	G1RL1	50
veg	46	13G1RL2	13	G1	RL	G1RL2	60
veg	47	13G1RL3	13	G1	RL	G1RL3	45
veg	48	13G1RL4	13	G1	RL	G1RL4	70
veg	49	12G1PK1	12	G1	PK	G1PK1	100
veg	51	12G1PK3	12	G1	PK	G1PK3	100
veg	53	12G1PL1	12	G1	PL	G1PL1	80
veg	54	12G1PL2	12	G1	PL	G1PL2	100
veg	55	12G1PL3	12	G1	PL	G1PL3	100
veg	56	12G1PL4	12	G1	PL	G1PL4	100
veg	57	12G1HL1	12	G1	HL	G1HL1	30
veg	58	12G1HL2	12	G1	HL	G1HL2	50
veg	59	12G1HL3	12	G1	HL	G1HL3	30
veg	60	12G1HL4	12	G1	HL	G1HL4	60
veg	61	12G1RL1	12	G1	RL	G1RL1	35
veg	62	12G1RL2	12	G1	RL	G1RL2	50
veg	63	12G1RL3	12	G1	RL	G1RL3	50
veg	64	12G1RL4	12	G1	RL	G1RL4	70

data	sample	kód	rok	lokaita	typ	relevé	celková pokryvnost
veg	65	13H2PK1	13	H2	PK	H2PK1	85
veg	66	13H2PK2	13	H2	PK	H2PK2	100
veg	67	13H2PK3	13	H2	PK	H2PK3	100
veg	68	13H2PK4	13	H2	PK	H2PK4	80
veg	69	13H2PL1	13	H2	PL	H2PL1	100
veg	70	13H2PL2	13	H2	PL	H2PL2	100
veg	71	13H2PL3	13	H2	PL	H2PL3	80
veg	72	13H2PL4	13	H2	PL	H2PL4	75
veg	73	13H2RL1	13	H2	RL	H2RL1	55
veg	74	13H2RL2	13	H2	RL	H2RL2	30
veg	75	13H2RL3	13	H2	RL	H2RL3	45
veg	76	13H2RL4	13	H2	RL	H2RL4	100
veg	77	13H2HL1	13	H2	HL	H2HL1	40
veg	78	13H2HL2	13	H2	HL	H2HL2	50
veg	79	13H2HL3	13	H2	HL	H2HL3	70
veg	80	13H2HL4	13	H2	HL	H2HL4	80
veg	81	12H2PK1	12	H2	PK	H2PK1	40
veg	82	12H2PK2	12	H2	PK	H2PK2	100
veg	83	12H2PK3	12	H2	PK	H2PK3	70
veg	84	12H2PK4	12	H2	PK	H2PK4	70
veg	86	12H2PL1	12	H2	PL	H2PL1	50
veg	87	12H2PL2	12	H2	PL	H2PL2	30
veg	88	12H2PL3	12	H2	PL	H2PL3	30
veg	89	12H2PL4	12	H2	PL	H2PL4	35
veg	90	12H2HL1	12	H2	HL	H2HL1	20
veg	91	12H2HL2	12	H2	HL	H2HL2	40
veg	92	12H2HL3	12	H2	HL	H2HL3	80
veg	93	12H2HL4	12	H2	HL	H2HL4	85
veg	94	12H2RL1	12	H2	RL	H2RL1	50
veg	95	12H2RL2	12	H2	RL	H2RL2	35
veg	96	12H2RL3	12	H2	RL	H2RL3	45
veg	97	12H2RL4	12	H2	RL	H2RL4	100
veg	98	13H1PK1	13	H1	PK	H1PK1	90
veg	99	13H1PK2	13	H1	PK	H1PK2	100
veg	100	13H1PK3	13	H1	PK	H1PK3	100
veg	101	13H1PK4	13	H1	PK	H1PK4	100
veg	104	13H1PL3	13	H1	PL	H1PL3	100
veg	105	13H1PL4	13	H1	PL	H1PL4	90
veg	106	13H1HL1	13	H1	HL	H1HL1	40
veg	107	13H1HL2	13	H1	HL	H1HL2	75
veg	108	13H1HL3	13	H1	HL	H1HL3	100
veg	109	13H1HL4	13	H1	HL	H1HL4	100
veg	110	13H1RL1	13	H1	RL	H1RL1	80
veg	111	13H1RL2	13	H1	RL	H1RL2	100
veg	112	13H1RL3	13	H1	RL	H1RL3	100
veg	113	13H1RL4	13	H1	RL	H1RL4	90
veg	114	12H1PK1	12	H1	PK	H1PK1	90
veg	115	12H1PK2	12	H1	PK	H1PK2	95
veg	116	12H1PK3	12	H1	PK	H1PK3	100
veg	117	12H1PK4	12	H1	PK	H1PK4	100
veg	120	12H1PL3	12	H1	PL	H1PL3	100
veg	121	12H1PL4	12	H1	PL	H1PL4	70
veg	122	12H1HL1	12	H1	HL	H1HL1	30
veg	123	12H1HL2	12	H1	HL	H1HL2	55
veg	124	12H1HL3	12	H1	HL	H1HL3	100
veg	125	12H1HL4	12	H1	HL	H1HL4	100
veg	126	12H1RL1	12	H1	RL	H1RL1	90
veg	127	12H1RL2	12	H1	RL	H1RL2	100
veg	128	12H1RL3	12	H1	RL	H1RL3	100
veg	129	12H1RL4	12	H1	RL	H1RL4	75
veg	130	13H1PK1	13	H1	PK	H1PK1	100

data	sample	kód	rok	lokaita	typ	relevé	celková pokryvnost
veg	131	13HLPK2	13	HL	PK	HLPK2	90
veg	134	13HLPL1	13	HL	PL	HLPL1	100
veg	136	13HLPL3	13	HL	PL	HLPL3	100
veg	137	13HLPL4	13	HL	PL	HLPL4	100
veg	138	13HLRL1	13	HL	RL	HLRL1	50
veg	139	13HLRL2	13	HL	RL	HLRL2	80
veg	141	13HLRL4	13	HL	RL	HLRL4	65
veg	142	13HLHL1	13	HL	HL	HLHL1	75
veg	143	13HLHL2	13	HL	HL	HLHL2	75
veg	144	13HLHL3	13	HL	HL	HLHL3	75
veg	145	13HLHL4	13	HL	HL	HLHL4	20
veg	146	12HLPK1	12	HL	PK	HLPK1	100
veg	147	12HLPK2	12	HL	PK	HLPK2	100
veg	150	12HLPL1	12	HL	PL	HLPL1	100
veg	152	12HLPL3	12	HL	PL	HLPL3	70
veg	153	12HLPL4	12	HL	PL	HLPL4	100
veg	154	12HLHL1	12	HL	HL	HLHL1	90
veg	155	12HLHL2	12	HL	HL	HLHL2	80
veg	156	12HLHL3	12	HL	HL	HLHL3	80
veg	157	12HLHL4	12	HL	HL	HLHL4	15
veg	158	12HLRL1	12	HL	RL	HLRL1	60
veg	159	12HLRL2	12	HL	RL	HLRL2	70
veg	161	12HLRL4	12	HL	RL	HLRL4	50
veg	162	13LIPPK1	13	LIP	PK	LIPPK1	60
veg	163	13LIPPK2	13	LIP	PK	LIPPK2	100
veg	164	13LIPPK3	13	LIP	PK	LIPPK3	100
veg	165	13LIPPK4	13	LIP	PK	LIPPK4	100
veg	166	13LIPPL1	13	LIP	PL	LIPPL1	80
veg	167	13LIPPL2	13	LIP	PL	LIPPL2	100
veg	168	13LIPPL3	13	LIP	PL	LIPPL3	100
veg	169	13LIPPL4	13	LIP	PL	LIPPL4	100
veg	170	13LIPHL1	13	LIP	HL	LIPHL1	95
veg	171	13LIPHL2	13	LIP	HL	LIPHL2	60
veg	172	13LIPHL3	13	LIP	HL	LIPHL3	80
veg	173	13LIPHL4	13	LIP	HL	LIPHL4	100
veg	174	13LIPRL1	13	LIP	RL	LIPRL1	30
veg	175	13LIPRL2	13	LIP	RL	LIPRL2	40
veg	176	13LIPRL3	13	LIP	RL	LIPRL3	35
veg	177	13LIPRL4	13	LIP	RL	LIPRL4	70
veg	178	12LIPPK1	12	LIP	PK	LIPPK1	75
veg	179	12LIPPK2	12	LIP	PK	LIPPK2	100
veg	180	12LIPPK3	12	LIP	PK	LIPPK3	100
veg	181	12LIPPK4	12	LIP	PK	LIPPK4	100
veg	182	12LIPPL1	12	LIP	PL	LIPPL1	65
veg	183	12LIPPL2	12	LIP	PL	LIPPL2	100
veg	184	12LIPPL3	12	LIP	PL	LIPPL3	100
veg	185	12LIPPL4	12	LIP	PL	LIPPL4	100
veg	186	12LIPHL1	12	LIP	HL	LIPHL1	60
veg	187	12LIPHL2	12	LIP	HL	LIPHL2	75
veg	188	12LIPHL3	12	LIP	HL	LIPHL3	75
veg	189	12LIPHL4	12	LIP	HL	LIPHL4	75
veg	190	12LIPRL1	12	LIP	RL	LIPRL1	40
veg	191	12LIPRL2	12	LIP	RL	LIPRL2	60
veg	192	12LIPRL3	12	LIP	RL	LIPRL3	25
veg	193	12LIPRL4	12	LIP	RL	LIPRL4	45
SBI	194	12G2PK1	12	G2	PK	G2PK1	-
SBI	195	12G2PK2	12	G2	PK	G2PK2	-
SBI	196	12G2PK3	12	G2	PK	G2PK3	-
SBI	197	12G2PK4	12	G2	PK	G2PK4	-
SBI	198	12G2PL1	12	G2	PL	G2PL1	-
SBI	199	12G2PL2	12	G2	PL	G2PL2	-

data	sample	kód	rok	lokaita	typ	relevé	celková pokryvnost
SBI	200	12G2PL3	12	G2	PL	G2PL3	-
SBI	201	12G2PL4	12	G2	PL	G2PL4	-
SBI	202	12H2PK1	12	H2	PK	H2PK1	-
SBI	203	12H2PK2	12	H2	PK	H2PK2	-
SBI	204	12H2PK3	12	H2	PK	H2PK3	-
SBI	205	12H2PK4	12	H2	PK	H2PK4	-
SBI	206	12H2PL1	12	H2	PL	H2PL1	-
SBI	207	12H2PL2	12	H2	PL	H2PL2	-
SBI	208	12H2PL3	12	H2	PL	H2PL3	-
SBI	209	12H2PL4	12	H2	PL	H2PL4	-
SBII	210	14G1HL1	14	G1	HL	G1HL1	-
SBII	211	14G1HL2	14	G1	HL	G1HL2	-
SBII	212	14G1HL3	14	G1	HL	G1HL3	-
SBII	213	14G1HL4	14	G1	HL	G1HL4	-
SBII	214	14G2HL1	14	G2	HL	G2HL1	-
SBII	215	14G2HL2	14	G2	HL	G2HL2	-
SBII	216	14G2HL3	14	G2	HL	G2HL3	-
SBII	217	14G2HL4	14	G2	HL	G2HL4	-
SBII	218	14H1HL1	14	H1	HL	H1HL1	-
SBII	219	14H1HL2	14	H1	HL	H1HL2	-
SBII	220	14H1HL3	14	H1	HL	H1HL3	-
SBII	221	14H1HL4	14	H1	HL	H1HL4	-
SBII	222	14H2HL1	14	H2	HL	H2HL1	-
SBII	223	14H2HL2	14	H2	HL	H2HL2	-
SBII	224	14H2HL3	14	H2	HL	H2HL3	-
SBII	225	14H2HL4	14	H2	HL	H2HL4	-
SBII	226	14HLUHL1	14	HLU	HL	HLUHL1	-
SBII	227	14HLUHL2	14	HLU	HL	HLUHL2	-
SBII	228	14HLUHL3	14	HLU	HL	HLUHL3	-
SBII	229	14HLUHL4	14	HLU	HL	HLUHL4	-
SBII	230	14LIPHL1	14	LIP	HL	LIPHL1	-
SBII	231	14LIPHL2	14	LIP	HL	LIPHL2	-
SBII	232	14LIPHL3	14	LIP	HL	LIPHL3	-
SBII	233	14LIPHL4	14	LIP	HL	LIPHL4	-

Příloha P3: výsledky analýzy indikátorových druhů.

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Galium.odoratum</i>	HL	0.326453558	0.001	36
<i>Asarum.europaeum</i>	HL	0.311499138	0.001	71
<i>Polygonatum.multiflorum</i>	HL	0.283578514	0.001	28
<i>Hepatica.nobilis</i>	HL	0.274106706	0.001	71
<i>Acer.campestre</i>	HL	0.267583272	0.001	119
<i>Pulmonaria.officinalis</i>	HL	0.202600671	0.005	84
<i>Acer.platanoides</i>	HL	0.173198733	0.01	44
<i>Dactylis.polygama</i>	HL	0.146974629	0.048	80
<i>Sanicula.europaea</i>	HL	0.117170208	0.012	20
<i>Convallaria.majalis</i>	HL	0.115252458	0.03	24
<i>Cyclamen.purpurascens</i>	HL	0.111318127	0.023	29
<i>Campanula.persicifolia</i>	HL	0.08967401	0.062	22
<i>Luzula.luzuloides</i>	HL	0.088220165	0.04	11
<i>Melampyrum.cristatum</i>	HL	0.083333333	0.026	4
<i>Geranium.robertianum</i>	HL	0.064102564	0.074	5
<i>Melampyrum.pratense</i>	HL	0.0625	0.076	3
<i>Galeobdolon.montanum</i>	HL	0.048791822	0.24	14
<i>Campanula.trachelium</i>	HL	0.045415225	0.306	15
<i>Euonymus.europaeus</i>	HL	0.045128378	0.214	7
<i>Fagus.sylvatica</i>	HL	0.043859649	0.225	7
<i>Ligustrum.species</i>	HL	0.041666667	0.296	2
<i>Vicia.pisiformis</i>	HL	0.041666667	0.32	2
<i>Viola.hirta</i>	HL	0.038564722	0.309	8
<i>Tanacetum.corymbosum</i>	HL	0.036240888	0.57	13
<i>Cornus.sanguinea</i>	HL	0.034722222	0.311	5
<i>Avenella.flexuosa</i>	HL	0.034584743	0.665	14
<i>Hieracium.sabaudum</i>	HL	0.03371869	0.404	9
<i>Alliaria.petiolata</i>	HL	0.027974701	0.654	11
<i>Lilium.martagon</i>	HL	0.020833333	1	1
<i>Carduus.crispus</i>	PK	0.3	0.001	34
<i>Galeopsis.speciosa</i>	PK	0.282541899	0.001	26
<i>Astragalus.glycyphyllos</i>	PK	0.25	0.001	10
<i>Conyza.canadensis</i>	PK	0.201801802	0.002	26
<i>Lamium.maculatum</i>	PK	0.154041916	0.006	8
<i>Poa.nemoralis</i>	PK	0.144294841	0.056	68
<i>Dactylis.glomerata</i>	PK	0.124275362	0.003	10
<i>Stellaria.holostea</i>	PK	0.122727273	0.042	46
<i>Geum.urbanum</i>	PK	0.118775816	0.082	55
<i>Carex.pilosa</i>	PK	0.108868895	0.022	30
<i>Cirsium.arvense</i>	PK	0.102294686	0.027	24
<i>Cornus.mas</i>	PK	0.084276851	0.055	11
<i>Tilia.species</i>	PK	0.078423237	0.08	12
<i>Chenopodium.album</i>	PK	0.075	0.024	3
<i>Lithospermum.species</i>	PK	0.068102773	0.115	14

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Lactuca.serriola</i>	PK	0.067741935	0.072	6
<i>Crataegus.species</i>	PK	0.066310731	0.133	15
<i>Glechoma.hederacea</i>	PK	0.061538462	0.075	5
<i>Euonymus.verrucosus</i>	PK	0.059249264	0.082	11
<i>Epilobium.species</i>	PK	0.056927711	0.044	4
<i>Fragaria.vesca</i>	PK	0.055263158	0.149	12
<i>Verbascum.phlomoides</i>	PK	0.054737081	0.135	12
<i>Abies.alba</i>	PK	0.05	0.041	2
<i>Calamagrostis.species</i>	PK	0.05	0.051	2
<i>Knautia.arvensis</i>	PK	0.05	0.051	2
<i>Polygonum.aviculare</i>	PK	0.05	0.048	2
<i>Scrophularia.nodosa</i>	PK	0.05	0.039	2
<i>Trifolium.pratense</i>	PK	0.05	0.043	2
<i>Viola.mirabilis</i>	PK	0.05	0.045	2
<i>Urtica.dioica</i>	PK	0.045873786	0.145	5
<i>Carex.digitata</i>	PK	0.044524336	0.335	15
<i>Vicia.sepium</i>	PK	0.036838593	0.389	9
<i>Prunus.avium</i>	PK	0.035294118	0.239	3
<i>Robinia.pseudacacia</i>	PK	0.033870968	0.322	3
<i>Ligustrum.vulgare</i>	PK	0.025609756	0.478	4
<i>Allium.species</i>	PK	0.025	0.38	1
<i>Arctium.tomentosum</i>	PK	0.025	0.383	1
<i>Campanula.species</i>	PK	0.025	0.356	1
<i>Cirsium.species</i>	PK	0.025	0.39	1
<i>Galeobdolon.species</i>	PK	0.025	0.353	1
<i>Hieracium.umbellatum</i>	PK	0.025	0.387	1
<i>Holcus.lanatus</i>	PK	0.025	0.385	1
<i>Chaerophyllum.temulum</i>	PK	0.025	0.374	1
<i>Lapsana.communis</i>	PK	0.025	0.321	1
<i>Leontodon.hispidus</i>	PK	0.025	0.386	1
<i>Medicago.falcata</i>	PK	0.025	0.354	1
<i>Medicago.lupulina</i>	PK	0.025	0.395	1
<i>Polypodium.vulgare</i>	PK	0.025	0.373	1
<i>Potentilla.reptans</i>	PK	0.025	0.355	1
<i>Sonchus.species</i>	PK	0.025	0.372	1
<i>Verbascum.chaixii</i>	PK	0.025	0.343	2
<i>Prunus.species</i>	PK	0.024606589	0.692	10
<i>Melampyrum.sylvaticum</i>	PK	0.021105528	0.661	5
<i>Vicia.hirsuta</i>	PK	0.013372093	0.645	2
<i>Carduus.acanthoides</i>	PK	0.012804878	0.713	2
<i>Symphytum.tuberosum</i>	PK	0.012804878	0.735	2
<i>Trifolium.arvense</i>	PK	0.012804878	0.75	2
<i>Carex.brizoides</i>	PK	0.008859134	0.936	3
<i>Arrhenatherum.elatius</i>	PK	0.006839422	1	4
<i>Galeopsis.species</i>	PK	0.006839422	1	4

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Carpinus.betulus</i>	PL	0.273926921	0.001	110
<i>Betula.pendula</i>	PL	0.26272578	0.001	13
<i>Campanula.rapunculoides</i>	PL	0.262613982	0.001	30
<i>Viola.riviniana</i>	PL	0.185185185	0.001	24
<i>Carex.muricata</i>	PL	0.184990039	0.002	42
<i>Galium.sylvaticum</i>	PL	0.163850486	0.004	21
<i>Taraxacum.sect.Ruderalia</i>	PL	0.139958592	0.005	26
<i>Tilia.cordata</i>	PL	0.136117306	0.006	22
<i>Hieracium.murorum</i>	PL	0.116100243	0.072	48
<i>Brachypodium.sylvaticum</i>	PL	0.113243871	0.02	21
<i>Calamagrostis.epigejos</i>	PL	0.111112369	0.02	14
<i>Fraxinus.excelsior</i>	PL	0.110957004	0.04	32
<i>Polygonatum.odoratum</i>	PL	0.109316019	0.044	27
<i>Lathyrus.vernus</i>	PL	0.100708691	0.029	20
<i>Impatiens.parviflora</i>	PL	0.100415784	0.03	15
<i>Sambucus.racemosa</i>	PL	0.098386462	0.01	6
<i>Torilis.japonica</i>	PL	0.09656765	0.031	9
<i>Anemone.nemorosa</i>	PL	0.095238095	0.014	4
<i>Salix.cinerea</i>	PL	0.095238095	0.009	4
<i>Epilobium.angustifolium</i>	PL	0.093676815	0.034	9
<i>Galeopsis.bifida</i>	PL	0.083836351	0.016	7
<i>Hylotelephium.maximum</i>	PL	0.078144078	0.055	5
<i>Cirsium.oleraceum</i>	PL	0.071428571	0.016	3
<i>Dryopteris.species</i>	PL	0.071428571	0.031	3
<i>Calamagrostis.arundinacea</i>	PL	0.066252588	0.099	6
<i>Melica.nutans</i>	PL	0.06429576	0.094	6
<i>Mycelis.muralis</i>	PL	0.055299539	0.077	4
<i>Tilia.platyphyllos</i>	PL	0.052910053	0.119	4
<i>Daphne.mezereum</i>	PL	0.047619048	0.082	2
<i>Echinochloa.crus.galli</i>	PL	0.047619048	0.084	2
<i>Phalaris.arundinacea</i>	PL	0.047619048	0.086	2
<i>Potentilla.argentea</i>	PL	0.047619048	0.091	2
<i>Silene.vulgaris</i>	PL	0.047619048	0.092	2
<i>Sorbus.torminalis</i>	PL	0.047619048	0.073	2
<i>Viburnum.lantana</i>	PL	0.047619048	0.085	2
<i>Euphorbia.dulcis</i>	PL	0.045112782	0.164	5
<i>Lathyrus.niger</i>	PL	0.042016807	0.188	5
<i>Rosa.species</i>	PL	0.042016807	0.183	5
<i>Cirsium.vulgare</i>	PL	0.031225605	0.378	3
<i>Leontodon.autumnalis</i>	PL	0.031225605	0.397	3
<i>Pinus.sylvestris</i>	PL	0.027739251	0.46	6
<i>Iris.variegata</i>	PL	0.025396825	0.517	4
<i>Alopecurus.pratensis</i>	PL	0.023809524	0.573	1
<i>Bromus.benekenii</i>	PL	0.023809524	0.558	1
<i>Calamagrostis.villosa</i>	PL	0.023809524	0.558	1

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Carex.species</i>	PL	0.023809524	0.614	1
<i>Centaurea.species</i>	PL	0.023809524	0.567	1
<i>Cirsium.annonicum</i>	PL	0.023809524	0.563	1
<i>Cuscuta.species</i>	PL	0.023809524	0.574	1
<i>Dentaria.bulbifera</i>	PL	0.023809524	0.581	1
<i>Dictamnus.albus</i>	PL	0.023809524	0.6	1
<i>Epilobium.montanum</i>	PL	0.023809524	0.599	1
<i>Fragaria.species</i>	PL	0.023809524	0.581	1
<i>Hieracium.species</i>	PL	0.023809524	0.57	1
<i>Melilotus.albus</i>	PL	0.023809524	0.586	1
<i>Potentilla.verna</i>	PL	0.023809524	0.574	1
<i>Senecio.sylvaticus</i>	PL	0.023809524	0.56	1
<i>Stachys.sylvatica</i>	PL	0.023809524	0.566	1
<i>Vicia.species</i>	PL	0.023809524	0.557	1
<i>Galium.mollugo</i>	PL	0.008539868	1	3
Genista.tinctoria	RL	0.456521739	0.001	21
Euphorbia.cyparissias	RL	0.434782609	0.001	20
Festuca.ovina	RL	0.406189555	0.001	28
Hieracium.pilosella	RL	0.369565217	0.001	17
Bupleurum.falcatum	RL	0.284849219	0.001	15
Festuca.rupicola	RL	0.239051383	0.001	13
Luzula.campestris	RL	0.210711932	0.001	17
<i>Thymus.praecox</i>	RL	0.195652174	0.001	9
<i>Quercus.petraea</i>	RL	0.195412561	0.01	96
<i>Lychnis.viscaria</i>	RL	0.17938769	0.002	26
<i>Anthericum.ramosum</i>	RL	0.161801788	0.004	16
<i>Carex.michelii</i>	RL	0.157354302	0.002	11
<i>Galium.glaucum</i>	RL	0.152173913	0.001	7
<i>Genista.pilosa</i>	RL	0.141435306	0.005	12
<i>Teucrium.chamaedrys</i>	RL	0.138026225	0.007	12
<i>Veronica.chamaedrys</i>	RL	0.134518376	0.003	14
<i>Achillea.millefolium</i>	RL	0.130434783	0.003	6
<i>Festuca.pallens</i>	RL	0.130434783	0.006	6
<i>Helianthemum.grandiflorum</i>	RL	0.130434783	0.008	6
<i>Trifolium.alpestre</i>	RL	0.130109509	0.006	14
<i>Festuca.rubra</i>	RL	0.126345476	0.008	11
<i>Clinopodium.vulgare</i>	RL	0.125720272	0.004	11
<i>Vincetoxicum.hirundinaria</i>	RL	0.116037806	0.005	18
<i>Melica.uniflora</i>	RL	0.113957323	0.022	27
<i>Silene.nutans</i>	RL	0.112470711	0.021	7
<i>Asperula.species</i>	RL	0.108695652	0.007	5
<i>Cytisus.procumbens</i>	RL	0.086956522	0.041	4
<i>Dianthus.carthusianorum</i>	RL	0.086956522	0.021	4
<i>Galium.verum</i>	RL	0.086956522	0.03	4
<i>Quercus.robur</i>	RL	0.086956522	0.024	4

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Verbascum.nigrum</i>	RL	0.082375275	0.071	20
<i>Hieracium.laevigatum</i>	RL	0.065217391	0.064	3
<i>Potentilla.incana</i>	RL	0.065217391	0.043	3
<i>Fallopia.convolvulus</i>	RL	0.061982963	0.144	12
<i>Carex.humilis</i>	RL	0.061715293	0.111	12
<i>Rumex.acetosella</i>	RL	0.051076498	0.161	10
<i>Geranium.sanguineum</i>	RL	0.050592885	0.082	5
<i>Aconitum.anthora</i>	RL	0.043478261	0.25	2
<i>Anemone.sylvestris</i>	RL	0.043478261	0.272	2
<i>Asperula.tinctoria</i>	RL	0.043478261	0.273	2
<i>Cytisus.nigricans</i>	RL	0.043478261	0.277	2
<i>Euphorbia.esula</i>	RL	0.043478261	0.254	2
<i>Luzula.divulgata</i>	RL	0.043478261	0.273	2
<i>Phleum.phleoides</i>	RL	0.043478261	0.259	2
<i>Pimpinella.saxifraga</i>	RL	0.043478261	0.236	2
<i>Sorbus.aria</i>	RL	0.043478261	0.228	2
<i>Thesium.species</i>	RL	0.043478261	0.24	2
<i>Veronica.prostrata</i>	RL	0.029393754	0.433	3
<i>Origanum.vulgare</i>	RL	0.028093645	0.441	3
<i>Aster.amellus</i>	RL	0.02173913	0.767	1
<i>Elymus.hispidus</i>	RL	0.02173913	0.779	1
<i>Hieracium.echioides</i>	RL	0.02173913	0.786	1
<i>Hieracium.racemosum</i>	RL	0.02173913	0.77	1
<i>Linaria.genistifolia</i>	RL	0.02173913	0.764	1
<i>Pyrus.pyraster</i>	RL	0.02173913	0.781	1
<i>Stipa.pennata</i>	RL	0.02173913	0.799	1
<i>Fragaria.viridis</i>	RL	0.017162471	0.807	4
<i>Allium.flavum</i>	RL	0.011100833	1	2
Ajuga.genevensis	SBI	1	0.001	16
Carex.praecox	SBI	1	0.001	16
Epilobium.ciliatum	SBI	1	0.001	16
Erigeron.anuus	SBI	1	0.001	16
Oxalis.corniculata	SBI	1	0.001	16
Poa.annua	SBI	1	0.001	16
Sonchus.asper	SBI	0.87010165	0.001	18
Taraxacum.species	SBI	0.701335878	0.001	23
Plantago.media	SBI	0.625	0.001	10
Sonchus.oleraceus	SBI	0.620846364	0.001	14
<i>Salix.species</i>	SBI	0.53965736	0.001	4
Inula.ensifolia	SBI	0.489964789	0.001	21
<i>Fragaria.moschata</i>	SBI	0.3125	0.001	4
<i>trifolium.campestre</i>	SBI	0.3125	0.001	5
Spergula.arvensis	SBI	0.290376106	0.001	6
Prunus.spinosa	SBI	0.285020107	0.002	23
Hypericum.perforatum	SBI	0.275022776	0.001	50

druh	typ	IndVal	p	N
<i>Hypochaeris.radicata</i>	SBI	0.25	0.001	4
<i>Sonchus.arvensis</i>	SBI	0.25	0.001	4
<i>Viola.canina</i>	SBI	0.25	0.001	4
<i>Veronica.officinalis</i>	SBI	0.216428879	0.001	11
<i>Cyperus.fuscus</i>	SBI	0.1875	0.001	3
<i>Digitaria</i>	SBI	0.1875	0.002	3
<i>Verbascum.lychnitis</i>	SBI	0.165441176	0.002	4
<i>Coronella.varia</i>	SBI	0.125	0.008	2
<i>Hypericum.elodes</i>	SBI	0.125	0.006	2
<i>Scabiosa.ochroleuca</i>	SBI	0.125	0.007	2
<i>Vicia.cracca</i>	SBI	0.125	0.008	2
<i>Hieracium.lachenalii</i>	SBI	0.123286972	0.026	40
<i>Lysimachia.nummularia</i>	SBI	0.089285714	0.031	4
<i>Galium.aparine</i>	SBI	0.072513812	0.054	6
<i>Agrostis.capilaris</i>	SBI	0.0625	0.086	1
<i>Bidens.species</i>	SBI	0.0625	0.073	1
<i>Dryopteris.filix.mas</i>	SBI	0.0625	0.089	1
<i>Elytrigia.repens</i>	SBI	0.0625	0.071	1
<i>Eupatorium.cannabinum</i>	SBI	0.0625	0.072	1
<i>Festuca.valesiaca</i>	SBI	0.0625	0.077	1
<i>Genista.germanica</i>	SBI	0.0625	0.076	1
<i>picea.abies</i>	SBI	0.0625	0.073	1
<i>Sagina.procumbens</i>	SBI	0.0625	0.068	1
<i>Solanum.villosum</i>	SBI	0.0625	0.065	1
<i>Stellaria.graminea</i>	SBI	0.0625	0.063	1
<i>Tusilago.farfara</i>	SBI	0.0625	0.075	1
<i>Trifolium.repens</i>	SBII	0.723157051	0.001	22
<i>Poa.angustifolia</i>	SBII	0.648618161	0.001	31
<i>Plantago.major</i>	SBII	0.579044118	0.001	24
<i>Stellaria.media</i>	SBII	0.54301878	0.001	19
<i>Potentilla.recta</i>	SBII	0.446428571	0.001	19
<i>Moehringia.trinervia</i>	SBII	0.394144144	0.001	11
<i>Rubus.idaeus</i>	SBII	0.343626851	0.001	37
<i>Viola.arvensis</i>	SBII	0.251062699	0.001	15
<i>Oxalis.acetosella</i>	SBII	0.25	0.001	6
<i>Rubus.species</i>	SBII	0.131618532	0.008	10
<i>Securigera.varia</i>	SBII	0.083470204	0.047	18
<i>chenopodium.opulinum</i>	SBII	0.083333333	0.041	4
<i>Trifolium.medium</i>	SBII	0.064814815	0.069	3
<i>Cardamine.hirsuta</i>	SBII	0.041666667	0.164	1
<i>Sambucus.nigra</i>	SBII	0.025983667	0.59	8