

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Katedra Botaniky, oddělení Geobotanika



Bc. Martin Šimák

Změny vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese

Vegetation changes of wet meadows in Slavkovský les

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová Ph.D.

Praha, 2018

Prohlášení

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

V Praze dne:

Podpis:

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat všem, kteří mi pomohli při tvorbě této práce. Nejprve děkuji své školitelce doc. RNDr. Zuzaně Münzbergové Ph.D., která se mi věnovala, pomáhala mi rozvíjet mé znalosti a dovednosti v oblasti chápání studované problematiky a byla tu, když jsem si nevěděl rady. Dále bych rád poděkoval Mgr. Přemyslu Tájkovi, který mi poskytl svá data, pomohl mi vybrat vhodné lokality k terénnímu výzkumu a zajistil mi informace o aplikovaném managementu. Velké poděkování patří i mé ženě, která mne celou dobu podporovala, dokonce i jednou v terénu, kdy mi pomáhala s dohledáváním trvalých ploch. Poděkování si zaslouží ještě celá řada dalších osob, které mi svými podnětnými poznámkami pomohli k lepšímu chápání mých výsledků, případně mne nasměřovali k nějakému vhodnému postupu v oblasti analýzy dat. Patří mezi ně zaměstnanci oddělení geobotaniky, studenti geobotaniky i někteří známí. Děkuji všem za podporu, velmi si jí vážím.

Abstrakt

Tato práce se zabývá studiem změn vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese za uplynulých deset let. Porovnává vegetační data z minulosti se současnými, získaná na 100 trvalých plochách. Pomocí analýz druhové diverzity a druhového složení se snaží objasnit změny, ke kterým za poslední desetiletí došlo. Snaží se rozlišit druhy, které ubývají a přibývají. Velký vliv na druhové složení by měl mít i aplikovaný management, jehož efekt je v rámci této práce také studován. Znalost správného managementu by měla vést k uchování zdejší biodiverzity, a proto je třeba hledat typické druhy sečených i opuštěných luk a sledovat jejich změny v čase. Neméně důležité jsou také abiotické faktory prostředí, které mohou skladbu vegetace rovněž silně ovlivňovat. Tyto faktory byly uvažovány na základě výpočtu průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro druhy obsažené v jednotlivých snímcích. Jejich změny byly porovnávány v čase, a také v čase v kombinaci s managementem. Díky tomu by mělo být možné říci, jak se prostředí za deset let změnilo, a také zda na to má vliv management. Dále se práce zabývá změnou výskytu druhů s různými vlastnostmi v čase. Z výsledků vyplývá, že se druhová diverzita i druhové složení za deset let změnilo. Je pravděpodobné, že na to má silný vliv nárůst obsahu živin v půdě a s tím spojená tendence k rozvoji běžnějších druhů. Velmi ohrožené jsou druhy, které byly již v minulosti vzácné, a bude třeba vhodnými managementovými opatřeními zajistit jejich ochranu. Zároveň přibývá druhů, které jsou celkově vyšší, což je spojeno nárůstem kompetice o světlo a konkurenčním vyloučením druhů nižšího vzrůstu. Tyto informace nám přinášejí důležitou zprávu o vývoji zdejších rostlinných společenstev a upozorňují na rizika, která jsou s ním spojená. Bylo by vhodné se vývojem vlhkých luk ve Slavkovském lese nadále zabývat, porovnávat data na delší časové škále a vyhledávat optimální management pro tato cenná stanoviště.

Klíčová slova:

Trvalé plochy, změna vegetace, Ellenbergovy indikační hodnoty, druhová diverzita, druhové vlastnosti

Abstract

This thesis focuses on the changes of vegetation of the wet meadows in Slavkovský Les during past decade. It uses data on vegetation gained from 100 permanent plots. By the analysis of the species composition and diversity it aims to elucidate the changes of the wet meadows over the last ten years. It aims to define, which are declining and which are becoming more common. Applied management should have a great impact on the observed vegetation changes so its effect is studied in the thesis as well. The knowledge of the suitable management should lead to conservation of the local biodiversity. The abiotic environmental factors are important as well as they can influence the species composition. These factors were studied by the application of Ellenberg indicator values on the species present in the study. These changes were compared in time and in a combination of time with a management type. Thus, we should be able to say how the environment has changed in the past decade and whether the type of management has any effect on the changes. Furthermore, the thesis explores whether changes in species composition over time may be explained by species traits. The results indicate that the species diversity and composition have indeed changed during the past decade. Apparently, the higher amount of nutrients in a soil has an impact on the species composition and increased abundance of generalist species. The most endangered are the species that were rare already in the past and there is a need to find a suitable management to ensure their protection. Simultaneously, there is a higher amount of species that are tall. This leads to a higher competition for light and competitive exclusion of short species. Results of this study provide information on the development of current plant communities and highlight certain risks linked to the observed changes. It would be appropriate to continue with the research of wet meadows in Slavkovský Les, compare the data on a longer time scale and find a suitable management for these rare biotopes.

Key words:

Permanent plots, vegetation changes, Ellenberg indicator values, species diversity, species traits

Obsah

1	Úvod	1
2	Metody	6
2.1	Studované území.....	6
2.2	Fytocenologické snímky.....	6
2.3	Analýza dat	7
2.3.1	Analýzy druhové diverzity	8
2.3.2	Analýzy druhového složení.....	8
2.3.3	Změny stanovištních podmínek	10
2.3.4	Význam druhových vlastností pro vysvětlení změny druhového složení	11
3	Výsledky.....	13
3.1	Analýzy druhové diverzity	13
3.1.1	Závislost míry druhové diverzity na dni snímkování.....	13
3.1.2	Závislost míry druhové diverzity na stáří snímků.....	13
3.1.3	Závislost míry druhové diverzity na interakci stáří snímků a managementu.....	14
3.2	Analýzy druhového složení	15
3.2.1	DCA – nepřímé analýzy	15
3.2.2	CCA – přímé analýzy	16
3.3	Změny stanovištních podmínek.....	19
3.3.1	Testy závislostí EIV na stáří snímku.....	20
3.3.2	Testy závislostí EIV na interakci stáří snímku a managementu.....	21
3.4	Změny druhového složení na základě rozdílných druhových vlastností.....	22
3.4.1	Závislosti species scores na výšce rostlin	22
3.4.2	Závislosti species scores na délce kvetení rostlin	23
3.4.3	Závislosti species scores na začátku kvetení rostlin.....	25
3.4.4	Závislosti species scores na specifické listové ploše (SLA)	26
4	Diskuse	27

4.1	Změnila se vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese za poslední desetiletí?.....	27
4.2	Jak jsou změny ovlivněny managementem stanovišť?.....	29
4.3	Lze tyto změny dát do souvislosti se změnami abiotických podmínek prostředí?....	31
4.4	Souvisí změny druhového složení s některými vlastnostmi druhů?.....	33
5	Závěr.....	38
6	Přílohy.....	40
6.1	Mapa studovaného území	40
6.2	Grafy.....	41
6.3	Tabulky.....	51
6.4	Přehled použitých druhových zkratk	54
7	Citovaná literatura	56

1 Úvod

Vlhké louky neboli otevřené bezlesé prostředí s trvale vodou prosyceným půdním profilem, patří v naší krajině k sice nepůvodnímu typu stanoviště, ale za dobu jejich existence na nich vznikla zajímavá rostlinná společenstva, která je třeba studovat a chránit (Rychnovská, 1985). První louky se začínají objevovat v období neolitu jako důsledek kácení lesních porostů. Od té doby se na ně adaptovala celá řada rostlinných druhů a v současnosti můžeme říci, že právě na nich máme podstatnou část naší květeny (Hejcman et al., 2013). Kromě člověkem vytvořených stanovišť se můžeme setkat i s přirozenou bezlesou vlhkomilnou vegetací jako jsou některé pramenné oblasti, rašeliniště nebo louky nad hranicí přirozeného lesa (Hejný, 1997). Tato práce se ale bude zabývat pouze vlhkými loukami, které vznikly činností člověka.

Jak již bylo naznačeno, vlhké louky nevznikaly přirozeným procesem, stejně tak jejich zachování je vázáno na určitý typ managementu. Tradičním způsobem, který umožnil jejich setrvání, byla pravidelná seč nebo pastva (Rychnovská, 1985). Tyto postupy znemožnily růst dřevinám a podpořily vývoj bylinného společenstva. Jakmile ale dojde z jakéhokoli důvodu k ukončení původního managementu, začne se ve větší míře projevovat sukcese. Nejprve se začnou více objevovat konkurenčně silnější druhy a vytlačí druhy konkurenčně slabé. V konečném důsledku se louka přirozenými sukcesními pochody začíná měnit na les (Kolos and Banaszuk, 2013).

V posledním století došlo k mnohým změnám v obhospodařování a ke změně celkového přístupu lidí vůči krajině. Původní krajina s pestrou škálou různých biotopů se začala měnit. Vznikaly velké lány polí a zanikala přirozená a polopřirozená stanoviště, na která byla adaptovaná celá řada druhů. Krajina se stávala více homogenní. Mnozí autoři hovoří o tzv. taxonomické homogenizaci. Z původně diverzifikovaných rostlinných společenstev se stávají celky s velmi podobnou flórou, ve které převládá několik dominantních druhů (Keith et al., 2009). Jiné výzkumy zase poukazují na zvyšování počtu generalistických druhů na úkor druhů specializovaných (Heinrichs and Schmidt, 2017; Koch et al., 2017).

Zhruba od poloviny minulého století se také v zemědělství ve větší míře začínají používat chemická hnojiva a pesticidy. Tyto látky nadměrně obohacují půdu o živiny, mění její chemismus a tím pádem i druhy, které se v daném místě vyskytují (Navratilova et al., 2017). Často se dostávají i mimo zemědělskou půdu vlivem splachů z polí a mění tak i okolní biotopy (Jansen et al., 2000). Největší problémy působí nárůst koncentrace dusíku nebo síry (Britton et al., 2017).

Výše zmíněné změny vedou ke změnám vegetace vlhkých luk i jiných prostředí. Pro správné studium těchto změn je třeba pracovat s vhodnými daty. Ideálně takovými, která podchycují vývoj daného biotopu v delším časovém úseku. Taková data jsou poměrně vzácná a tak k nim musíme i přistupovat. Historická data o druhovém složení určitých lokalit nám umožňují reálný pohled do minulosti. Pokud k nim budeme schopni vytvořit odpovídající nová data o druhovém složení, pak můžeme objektivně zhodnotit změny, které stanoviště v průběhu času prodělalo.

Klasickou metodou, která umožňuje porovnávání dat o druhovém složení v minulosti s druhovým složením v současnosti je opakované fytoocenologické snímkování (Krause et al., 2015). Tato metoda však naráží na několik překážek. Každý snímek představuje výsek vegetace, která v rámci lokality nemusí být vždy homogenní. Proto když se na lokalitu po určitém čase vracíme s cílem vytvořit nové snímky za účelem porovnání, nemusíme vytvořit zcela porovnatelný soubor dat (Kapfer et al., 2017; Leps and Hadincova, 1992). Ideální pro takové studie jsou trvalé plochy, tedy snímky, které jsou trvale fixovány na určitém místě (Herben, 1996). Díky tomu můžeme porovnat stará a nová data z přesně stejného místa. Ve většině případů, pokud se nám podaří získat nějaká data o druhovém složení z minulosti, máme jen přibližnou polohu historických ploch. To nám sice znesnadňuje práci, ale je možné se podle mnohých studií s problémem úspěšně vypořádat, například použitím tzv. quasi-permanentních ploch, tedy ploch, jejichž zaměření v terénu je známo alespoň přibližně (Alfonsi et al., 2017; Heinrichs and Schmidt, 2017; Prach, 1993, 2008).

Změnami společenstev a vývojem vlhkých v rámci delší časové škály se v Čechách i v Evropě zabývá celá řada studií (Alfonsi et al., 2017; Heinrichs and Schmidt, 2017; Krause et al., 2011; Prach, 1993, 2008). Dohledávání starých výzkumných ploch je ve většině případů velmi náročné či zcela nemožné. Úspěchem bylo například úspěšné přesnímkování starých výzkumných ploch na vlhkých loukách v jižních Čechách. Tyto plochy zde byly založeny v padesátých letech 20. století (Holubičková, 1959). Jejich dohledávání probíhalo v letech osmdesátých a po roce 2000 (Prach, 1993, 2008). Zaměření snímků sice nebylo zcela totožné s lokalizací Holubičkové z padesátých let, ale natolik přesné, že umožnilo porovnání. Jiným příkladem by mohlo být pozorování vegetačních změn na vlhkých loukách v severním Německu (Krause et al., 2011; Krause et al., 2015). Zde byly k dispozici data z padesátých a šedesátých let minulého století. Přesné zaměření ovšem také nebylo známé. Problém byl vyřešen snímkováním v pravidelných rozestupech – jeden snímek na každých 5 ha plochy (Krause et al., 2015). Dalším příkladem by mohlo být snímkování v národní přírodní

rezervaci Ruda, kde se podařilo přesnímkovat přesně zaměřené plochy z osmdesátých let po roce 2000 (Navratil and Navratilova, 2005).

Výsledky výzkumů naznačují, že napříč Evropou stále ubývá vlhkých luk a druhů na nich, především kvůli odvodňování luk, přeměně na ornou půdu nebo změně managementu (Krause et al., 2015; Navratil and Navratilova, 2005). Na velké části vlhkých luk byl ukončen extenzivní management, což vedlo k úbytku vzácnějších a náročnějších druhů (Krause et al., 2011; Prach, 2008). Velký problém je také shledáván v nárůstu množství živin v půdě díky hnojení (Janecek et al., 2013; Navratil and Navratilova, 2005). Na studovaných stanovištích často docházelo ke změnám i po ukončení intenzivního hnojení (Prach, 2008). Velká část autorů se shoduje, že kromě ukončení masivního přísunu živin je třeba na vlhkých loukách nastolit vhodný management v podobě pravidelné seče, protože díky ní je účinně potlačován rozvoj silných kompetitorů (Janecek et al., 2013; Krause et al., 2015; Prach, 1993, 2008).

Zajímavý pohled na data získaná z opakovaného snímkování může přinést i analýza vlastností druhů s různou reakcí na změny. Znalost vlastností, které měly druhy, rostoucí zde v minulosti v porovnání s vlastnostmi současně rostoucích druhů, může být velmi cenným zdrojem informací o změnách luk jako takových. Jak již některé výzkumy ukázaly, změny funkčních vlastností rostlin, jako je jejich výška, mohou být korelovány se změnou podmínek na stanovišti (Janecek et al., 2013). Pomocí pochopení změn funkčních vlastností můžeme zkusit predikovat i následný vývoj lokality po nějaké změně ve využití daného území (Majekova et al., 2016).

Je zřejmé, že se krajina kolem nás mění a v souvislosti s tím je třeba tyto změny podchytit a nadále studovat. Vlhké louky patří mezi velmi cenné biotopy s celou řadou druhů, které patří mezi vzácné a ohrožené. Je třeba nalézat způsoby a postupy, jak tato stanoviště a druhy na ně vázané účinně chránit a zachovat. S tím by měla pomoci tato práce, která se snaží odhalit změny, ke kterým dochází v současnosti a dát je do souvislosti s některými biotickými i abiotickými vlastnostmi prostředí. Změny vlastností druhů, které na stanovišti rostou, mohou korelovat se změnami stanoviště jako takového. Předchozí studie věnující se vegetaci vlhkých luk typicky pouze popisují vegetační změny a nedávají je do souvislosti se změnami druhových vlastností a stanovištních nároků druhů. Tato znalost ale může významně prohloubit naše pochopení, změn, ke kterým dochází. Žádná z dosavadních studií vlhkých luk se dosud nevěnovala změnám vegetace na loukách Slavkovského lesa. Slavkovský les přitom představuje unikátní území charakterizované zejména výskytem širokého spektra vlhkých luk.

Tato práce tak má mimo jiné šanci přinést nové poznatky o možnosti ochrany tohoto biotopu v tomto území.

Tato práce pracuje s trvalými plochami na vlhkých loukách v CHKO Slavkovský les. Díky přesnému zaměření je zde eliminován vliv chybné lokalizace. Přestože opakování fytoecologického průzkumu zde není prováděno po tak dlouhém časovém úseku, jako v případě jiných prací, je tato použitím trvalých ploch poměrně unikátní. Zdejší louky jsou zajímavé tím, že v jejich okolí velmi klesá intenzita obhospodařování, což by se mohlo pozitivně projevovat na jejich druhové bohatosti. Zdejší vlhké louky jsou především náhradními společenstvy za vykácené olšiny v okolí mnoha pramenišť. Místy jsou silně zrašelinělé. Vyskytuje se zde řada vzácných a chráněných druhů rostlin (Zahradnický, 2004).

Výzkum navazuje na fytoecologický průzkum prováděný přibližně před 10 lety Přemyslem Tájkem (2005 – 2008). Cílem bylo dohledat jeho výzkumné plochy v terénu a opakovat na nich zhruba ve stejném ročním období fytoecologický průzkum. Ze souboru, který obsahoval přes 400 starých fytoecologických snímků, bylo vybráno pro tuto práci 100, které zahrnují společenstva vlhkých pcháčových luk a tužebníkových lad, tedy svaz *Calthion palustris*. Pro výběr vhodných lokalit byla použita Wardova klastrová analýza, s jejíž pomocí byl původní soubor rozdělen na několik celků. K účelům opakování byl vybrán právě jeden klastr. Přibližně polovina vybraných snímků byla bez managementu, tedy ponechána ladem. V tomto stavu se snímky nacházely i dlouhou dobu před prvním snímkováním. Druhá polovina snímků byla vybrána tak, že na nich byl v posledním desetiletí aplikován určitý typ managementu. Ve všech případech šlo o určitý typ seče – pravidelná seč, občasná seč, nebo seč v pásech. Díky znalostem o aplikovaných managementech je tato práce unikátní a měla by přinést důležité poznatky pro budoucí ochranu přírody. Výsledná data byla porovnávána s daty z minulosti a zkoumány změny, ke kterým došlo.

Nejprve byly sledovány změny α -diverzity, tedy změny počtu druhů na plochu a změny některých veličin (Shannonův index, ekvitabilita). Dále bylo využito ordinačních technik k detekci konkrétních změn v druhovém složení v čase a v závislosti na typu managementu. Stanovištní podmínky byly popisovány na základě aplikace Ellenbergových indikačních hodnot na zjištěná data o druhovém složení (stará i aktuální). Studována byla optima druhů na gradientu teploty, vlhkosti, pH, obsahu živin a světla (Ellenberg et al., 1992). Ellenbergovy hodnoty pro salinitu a kontinentalitu nebyly využity, protože v tomto prostředí nehrají salinita a kontinentalita důležitou roli. Získaná data o druzích a jejich afinitě k novým, starým,

sečeným či opuštěným snímkům byla dále porovnávána s vlastnostmi oněch druhů (výška rostlin, začátek kvetení, délka kvetení a specifická listová plocha).

Tato práce by měla přinést odpovědi na otázky týkající se změn v druhovém složení vlhkých luk ve Slavkovském lese v rámci relativně krátkého časového úseku. Dále se pokusí zhodnotit vliv managementu na druhové složení a definovat změny, ke kterým za poslední desetiletí došlo s ohledem na abiotické podmínky i vlastnosti druhů, které se na zmíněných loukách vyskytují. Výsledky se pokusí srovnat s výsledky podobných výzkumů v rámci Evropy.

V rámci této práce jsou kladeny otázky:

1. Změnila se vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese za poslední desetiletí?
2. Jak jsou změny ovlivněny managementem stanovišť?
3. Lze tyto změny dát do souvislosti se změnami abiotických podmínek prostředí?
4. Souvisí změny druhového složení s některými vlastnostmi druhů?

2 Metody

Jak již bylo naznačeno v úvodu, tato práce se bude zabývat zpracováním dat z fytoocenologických snímků na vlhkých loukách. Konkrétně bude porovnávat data ze snímků přibližně deset let starých s daty novými. Nová data byla získána opakováním na stejných výzkumných plochách. Bylo tedy pracováno s trvalými plochami. Lokality se liší různými druhy managementů (polovina ladem a polovina sečená). Tato práce navazuje na přibližně deset let starou terénní práci Přemysla Tájka, který vytvořil na loukách ve Slavkovském lese v letech 2005 – 2008 přes 400 fytoocenologických snímků.

2.1 Studované území

Výzkumné plochy se nacházejí na území CHKO Slavkovský les, pro který jsou vlhké louky velmi typické. Snímkováno bylo v jižní části Slavkovského lesa. Oblast lze vymezit západním a jižním okolím obce Rájov, obcemi Služetín a Horní Kramolín na severu, Mrázov na východě a Zádub – Závašín a Ovesné Kladruby na jihu. Středem protéká říčka Teplá, která je ve východní části jímána vodní nádrží Podhora. Studované vlhké louky se nacházejí především v její nivě nebo podél jejích četných přítoků a v jejích prameništích. Některé plochy zasahují do maloplošných zvláště chráněných území. Konkrétně do přírodní rezervace Prameniště Teplé, přírodních památek Čertkus a Podhorní slatě. Snímky lze sdružit do devíti geograficky oddělených celků – luk, které jsou označeny písmeny A, B, C, D, E, F, H, I, J (viz Obrázek 8).

2.2 Fytoocenologické snímky

Pro účely této práce bylo vybráno celkem 100 fytoocenologických snímků, které reprezentují vlhké pcháčové louky, tedy louky svazu *Calthion palustris*. Výběr byl proveden ze zmíněného souboru 400 snímků za použití Wardovy klastrové analýzy (Van der Maarel, 1979). Použití této metody spočívá v klasifikaci původního souboru dat. V datech jsou hledány společné parametry a vzniká tak několik homogennějších klastrů než původně heterogenní soubor (Alfonsi et al., 2017). Celkem bylo takto vytipováno 100 snímků, které byly součástí jednoho z klastrů.

Velikost každého snímku je 25m², tedy obvykle 5x5m. Většina snímků je trvale zaměřena v terénu pomocí GPS souřadnic a na místě je možné jí zároveň dohledat pomocí detektoru kovů. Každá z ploch má v rozích umístěny kovové hřebíky. Můžeme je tedy nazvat trvalými plochami. Na každé z těchto ploch bylo před přibližně deseti lety provedeno ve známém ročním období fytoocenologické snímkování.

V letech 2015, 2016 a 2017 bylo zmíněných 100 výzkumných trvalých ploch dohledáno v terénu a v podobném ročním období bylo rovněž provedeno fytoecologické snímkování. K hodnocení pokryvnosti jednotlivých druhů bylo použito v minulosti i v současnosti standardní Braun-Blanquetovy stupnice (viz Tabulka 1).

Symbol	Odpovídající pokryvnost	Převod pro analýzy
R	1ks	0,001
+	Do 1%	0,01
1	Do 5%	0,02
2m	5%	0,05
2a	Do 15%	0,1
2b	Do 25%	0,2
3	Do 50%	0,5
4	Do 75%	0,75
5	Do 100%	1,0

Tabulka 1 Braun-Blanquetova stupnice a použitý převodní vztah

2.3 Analýza dat

Ze zjištěných dat by mělo být jasné, jak postupuje vývoj rostlinných společenstev na vlhkých loukách, které druhy jsou tímto vývojem ohroženy a které jsou naopak podpořeny.

Před vlastními analýzami byly převedeny hodnoty z Braun-Blanquetovy stupnice na procenta pokryvnosti dělená 100 (viz Tabulka 1) a hodnoty byly odmocněny. Odmocnění bylo použito k eliminaci nežádoucího vlivu odlehlých hodnot. Toto bylo provedeno jak pro aktuální data, tak pro data ze starých snímků. Pro správnou orientaci v datech byly vytvořeny dvojice, starý a nový snímek, které odpovídají stejnému kódu plochy. Vytvořena byla dále proměnná s názvem den, která konkretizuje, kolikátý den od začátku roku bylo provedeno snímkování. Zároveň jsou ke každému snímku k dispozici data o aktuálním managementu (sečeno x ladem). Data byla analyzována v prostředí R, za použití balíčku „vegan“ pro mnohorozměrné analýzy (Oksanen et al., 2008) a za použití balíčku „lme4“ pro jednorozměrné analýzy s využitím modelů se smíšenými efekty (Douglas et al., 2015).

Vlastní analýzy lze rozdělit na několik fází:

1. Analýzy druhové diverzity
2. Analýzy druhového složení
3. Posuzování změn stanovištních podmínek za použití Ellenbergových indikačních hodnot
4. Význam druhových vlastností pro vysvětlení změny druhového složení

2.3.1 Analýzy druhové diverzity

Analýzy druhové diverzity nám podávají prvotní informaci o tom, zda na sledovaných stanovištích dochází k nějakým změnám. Na druhovou diverzitu se můžeme dívat na několika měřítkách – α -diverzita jako druhové složení na lokální úrovni (v rámci snímku), β -diverzita jako změna mezi jednotlivými lokalitami a γ -diverzita jako druhové složení na větším celku, například region (Whittaker, 1960)

V této práci se porovnávají změny α -diverzity. Konkrétně změny počtu druhů, Shannonova indexu a ekvitability v závislosti na stáří snímků. Shannonův index byl vyjádřen v programu R pomocí funkce „diversity“ v balíčku Vegan (Oksanen et al., 2008). Vyjadřuje míru druhové bohatosti společenstva. Ekvitabilita byla vypočítána jako podíl Shannonova indexu a logaritmu počtu druhů. Vyjadřuje míru distribuce jedinců v rámci společenstva (nejvyšších hodnot by dosahovala, pokud by bylo všech druhů stejný počet). Počet druhů vyjadřuje, kolik druhů, bez ohledu na jejich pokryvnost, bylo nalezeno na každé trvalé ploše. Rozdělení nově vzniklých proměnných (počet druhů, Shannonův index a ekvitabilita) bylo shledáno jako normální. K analýze bylo použito testového modelu se smíšenými efekty z balíčku lme4 (Douglas et al., 2015) v prostředí programu R. Číslo trvalé plochy bylo uvažováno jako náhodný faktor a jeho vliv byl v testových modelech odfiltrován. Jako zdroj informací o vysvětlené variabilitě každým modelem byla použita F hodnota. Na všech třech mírách diverzity (počet druhů, Shannonův index a ekvitabilita) byly provedeny testy:

- Závislost míry diverzity na dni snímkování; den snímkování je definován jako pořadí (číslo) dne od začátku roku, kdy bylo snímkování provedeno
- Závislost míry diverzity na stáří snímku; stáří snímku definováno jako starý a nový snímek
- Závislost míry diverzity na stáří snímku, managementu a jejich interakci; management definován jako louka ležící ladem nebo louka sečená

Signifikantní závislosti byly shrnuty graficky (viz Obrázek 1 a Obrázek 18).

2.3.2 Analýzy druhového složení

Ordinační techniky jsou nejpoužívanějšími metodami pro studium změn druhového složení v čase. Jedná se o soubor mnohorozměrných statistických metod, díky kterým můžeme porovnávat data o celkovém druhovém složení v rámci studovaných ploch. Dělíme je na metody nepřímé a přímé. Nepřímé ordinační techniky (PCA a DCA) slouží k exploraci dat. S jejich pomocí můžeme v ordinačním prostoru vizualizovat pozice jednotlivých druhů

(species scores) a snímků (sample scores). Díky těmto informacím můžeme z grafického výstupu odhadovat určité gradienty v datech. Přímé ordinační techniky (RDA, CCA) se používají pro testování závislosti druhového složení na určitých faktorech prostředí. Proměnné, které mohou ovlivňovat výsledek, je třeba odečítat v modelech jako kovariáty. K testování signifikance takovýchto modelů se často používají permutační testy. Zvolení správné ordinační techniky se odvíjí od délky ekologického gradientu v datech. V případě, že je kratší než 3, používáme techniky lineární (PCA a RDA), pokud je delší než 4, jsou vhodné techniky unimodální (DCA a CCA). Pokud se pohybuje délka ekologického gradientu mezi 3 – 4, můžeme si techniku vybrat (Leps and Smilauer, 1999).

V rámci této práce byly z analýz vyloučeny vzácné druhy, tedy druhy s méně než deseti výskyty. Takové druhy mohou snižovat vypovídací hodnotu analýzy, protože představují odlehle hodnoty a málo vypovídají o podobnosti ploch. Z původních 189 druhů bylo použito druhů 102. Dále byla funkcí Decorana ověřena délka ekologického gradientu. Vzhledem k jeho délce (3,2) bylo rozhodnuto o použití unimodálních technik.

Jako nepřímá unimodální metoda byla zvolena analýza DCA (Detrended correspondence analysis). Pomocí DCA byly z dat o pokryvnostech druhů vyjádřeny pozice jednotlivých druhů a snímků v ordinačním prostoru (species a sample scores). Z rozložení druhů v ordinačním diagramu je možné detekovat hlavní ekologický gradient v datech. V rámci sample scores byly hledány rozdíly mezi starými a novými snímky a rozdíly mezi loukami a konkrétními snímky.

Vzhledem k délce gradientu bylo použito i unimodální přímé techniky, konkrétně analýzy CCA (Canonical correspondence analysis). Konkrétně byly provedeny tyto testy:

- Závislost druhového složení na dni snímkování. Den snímkování je definován jako pořadí (číslo) dne od začátku roku, kdy bylo snímkování provedeno. V rámci testu byly uvažovány kovariáty číslo trvalé plochy (jako faktor) a proměnná stáří (starý x nový snímek). K randomizaci bylo použito 500 permutací. Na úrovni plots = snímek je permutace typu free. Na úrovni within plots je typu free. Z tohoto testu vznikne mimo to důležitý výstup o pozicích druhů v ordinačním prostoru (species scores), který bude použit pro další analýzy.

Tento test by měl podat informaci o tom, zda je vhodné použít proměnnou den jako kovariátu do hlavního testu – závislosti druhového složení na stáří snímku, resp. interakci stáří a managementu:

- Závislost druhového složení na stáří snímku. Stáří snímku je definováno jako staré a nové snímky, tedy snímky deset let staré a snímky aktuální. Jako kovariáty byly v tomto testu použity proměnné číslo trvalé plochy (jako faktor) a den snímkování (číslo dne od začátku roku). Znáhodnění bylo provedeno jako 500 permutací. Na úrovni plots = snímek je permutace typu none. Na úrovni within je permutace typu free. Tento test by měl podat odpověď na otázku, zda se mění druhové složení se stářím snímku. Z tohoto testu vznikne mimo to důležitý výstup o pozicích druhů v ordinačním prostoru (species scores), který bude použit pro další analýzy.
- Závislost druhového složení na stáří, managementu a jejich interakci. Management je definován jako louky ležící trvale ladem a louky, které jsou pravidelně sečené. Dataset obsahuje přibližně polovinu luk sečených a polovinu luk ležících ladem. Jako kovariáty byly v tomto testu použity proměnné číslo trvalé plochy (jako faktor) a den snímkování (číslo dne od začátku roku). Znáhodnění bylo provedeno jako 500 permutací. Na úrovni plots = snímek je permutace typu free. Na úrovni within je permutace typu free. Tento test by měl podat odpověď na otázku, zda souvisí druhové složení s vybraným typem managementu. Z tohoto testu vznikne mimo to důležitý výstup o pozicích druhů v ordinačním prostoru (species scores), který bude použit pro další analýzy.

Výstupy nepřímých analýz a signifikantní závislosti nalezené po testování přímými ordinačními metodami byly zpracovány graficky (viz Obrázky 2,3,9,10,11,12,13,14,15 a 16). Signifikance každého modelu byla uvažována na základě P hodnoty a vysvětlená variabilita jako eigenvalue všech kanonických os, dělená sumou eigenvalues všech os.

2.3.3 Změny stanovištních podmínek

Změny stanovištních podmínek nebyly studovány přímo na lokalitách, ale na základě znalosti druhového složení. Byly odvozeny z Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al., 1992). Pro každý snímek byla vypočtena na základě prezence druhů průměrná hodnota pro každou z uvažovaných EIV (světlo, teplota, vlhkost, pH a živiny).

Tyto hodnoty mohou být mezi sebou vzájemně korelovány. Ověření, jak zásadní je tato korelace by měla poskytnout zkonstruovaná korelační matice s korelačními koeficienty a tabulka s P hodnotami. Obě tabulky byly vytvořeny za pomoci programu R a balíčku psych (Revelle et al. 2018).

Konkrétně byly testovány závislosti průměrných EIV na proměnné stáří snímku (starý x nový snímek) a na stáří v interakci s managementem. Před vytvořením testového modelu byla ověřena normalita rozdělení environmentálních proměnných. K testování bylo použito modelu se smíšenými efekty, balíčku lme4 (Douglas et al., 2015) pro prostředí programu R. Vliv trvalé plochy byl v testových modelech odečten jako náhodný faktor. Konkrétně byly provedeny tyto testy:

- Závislost EIV (teploty/světla/vlhkosti/pH/obsahu živin) na stáří snímku
- Závislost EIV (teploty/světla/vlhkosti/pH/obsahu živin) na interakci stáří snímku a managementu

Signifikantní závislosti byly shrnuty graficky (viz Obrázek 4).

2.3.4 Význam druhových vlastností pro vysvětlení změny druhového složení

V souvislosti se změnami druhového složení vlhkých luk vyvstává otázka, zda se druhy, které na nich rostou v současnosti, liší od druhů, které zde rostly v minulosti v některých konkrétních vlastnostech. Jistý význam v tomto mohou mít i aplikované managementy. Ze 102 častých druhů, které byly použity pro ordinační analýzy, bylo vybráno 95 druhů (byly vyloučeny dřeviny a zástupci rodu *Equisetum*), jejichž vlastnosti byly porovnávány. Část informací o výšce druhů, začátku a době kvetení byla převzata z diplomové práce C. Jarošíkové (Jarošíková, 2011). Chybějící informace byly doplněny z Klíče ke květeně České republiky (Kubát, 2002). Informace o specifické listové ploše byly získány z databáze The LEDA Traitbase (Kleyer et al., 2008).

Afinita k určitým snímkům (starým x novým nebo k interakci stáří x management) byla uvažována jako species scores z provedených přímých analýz CCA, tedy pozice druhů v ordinačním prostoru. Konkrétně byly provedeny tři sady testů, podle hlavních testovaných proměnných z přímých analýz. Species scores byly převzaty z testů:

- Závislost druhového složení na dni snímkování – afinita k proměnné den je dána zápornými hodnotami species scores
- Závislost druhového složení na stáří snímku - afinita k novým snímkům je dána kladnými hodnotami species scores, kdežto afinita ke starým snímkům je dána zápornými hodnotami species scores.
- Závislost druhového složení na interakci stáří snímku a managementu – afinita ke snímkům novým, ležícím ladem a starým, sečeným je dána zápornými hodnotami

species scores, kdežto afinita ke snímkům novým, sečeným a starým, ležícím ladem je dána kladnými hodnotami species scores

Byly provedeny tři sady testů, pokaždé s jinými species scores. Testováno bylo pomocí standartních lineárních modelů (anova). Konkrétně byly otestovány závislosti:

- Závislost species scores na výšce rostliny (druhu); výška rostlin byla uvažována jako průměrná výška daného druhu (průměr mezi minimální a maximální výškou)
- Závislost species scores na délce kvetení druhu; délka kvetení byla uvažována jako počet měsíců, během kterých druh v našich podmínkách kvete
- Závislost species scores na začátku kvetení; za začátek kvetení je považováno číslo měsíce, kdy druh začíná v našich podmínkách kvést
- Závislost species scores na specifické listové ploše; specifická listová plocha (SLA) je vyjádřena jako průměr dostupných hodnot pro daný druh z databáze The LEDA Traitbase (Kleyer et al., 2008). Specifická listová plocha je poměrem povrchu listové plochy ke hmotnosti sušiny v listu a je vyjádřena v jednotkách mm^2/mg .

Signifikantní závislosti byly shrnuty graficky (viz Obrázky 5,6,7 a 17).

3 Výsledky

Studie zahrnuje sto trvalých ploch, na kterých bylo detekováno v minulosti 189 druhů cévnatých rostlin a v rámci opakovaného snímkování bylo nalezeno 151 druhů.

V návaznosti na metodickou část bude i část s výsledky dělená na čtyři hlavní podkapitoly, týkající se okruhů analýz, které byly prováděny.

3.1 Analýzy druhové diverzity

Jako míry druhové α -diverzity byly použity míry druhové složení, Shannonův index a ekvitabilita. Pomocí jednotlivých testů byla hledána závislost míry druhové diverzity na faktorech den snímkování, stáří snímku a interakce stáří snímku a managementu.

Všechny výsledky analýz druhové diverzity a mnohorozměrných analýz druhového složení jsou pro účely porovnání shrnuty v tabulce (viz Tabulka 2).

3.1.1 Závislost míry druhové diverzity na dni snímkování

Závislost počtu druhů na dni snímkování vyšla průkazně (P value = 0,008; F = 7,342). Můžeme tedy říci, že počet druhů, které na lokalitách nacházíme, může souviset s dobou, kdy snímkování provádíme, i když se jedná o rozdíl maximálně jednoho měsíce. Ze začátku počet druhů se dnem roste, ale později jeho vliv klesá.

Závislost Shannonova indexu diverzity na dni snímkování průkazně nevyšla (P value = 0,306; F = 1,045). Z výsledku tedy vyplývá, že druhová bohatost, vyjádřená pomocí Shannonova indexu diverzity nezávisí na dni snímkování.

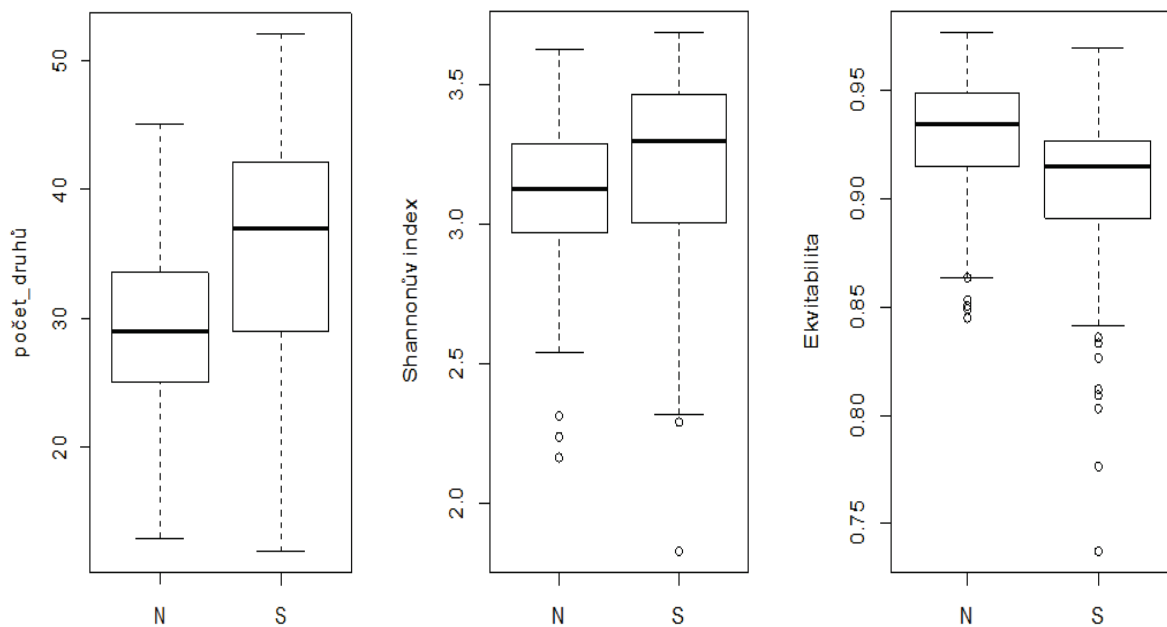
Závislost ekvitability na dni snímkování průkazně vyšla (P value = 0,034; F = 4,821). Výsledek naznačuje, že vyrovnanost mezi druhy se v čase mění, a to především uprostřed časového intervalu.

3.1.2 Závislost míry druhové diverzity na stáří snímků

Výsledky této sady testů nám shodně s analýzou závislosti druhového složení na stáří snímků podávají odpověď na jednu ze základních otázek této práce. Konkrétně, zda se změnila vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese za poslední desetiletí.

V tomto případě vyšly všechny tři provedené testy průkazné (viz Tabulka 2). Signifikantní závislost počtu druhů na stáří snímků naznačuje, že se počet druhů v rámci deseti let změnil. Z grafického výstupu (viz Obrázek 1) vyplývá, že na starých snímcích bylo mnohem více druhů na snímek, než je tomu v současnosti. Nyní připadá na jeden snímek průměrně 29

druhů. V minulosti to bylo 37 druhů. Závislost Shannonova indexu diverzity na stáří snímků naznačuje změnu v druhové diverzitě. Z obrázku (viz Obrázek 1) je zřejmé, že se průměrná hodnota Shannonova indexu diverzity za poslední desetiletí snížila. Konkrétně z hodnoty 3,3 na hodnotu 3,128. Tento fakt může souviset se změnou relativní frekvence druhů. Změnila se signifikantně i ekvitabilita v závislosti na stáří snímku. Konkrétně rostla z hodnoty 0,915 na 0,935 (viz Obrázek 1). Z toho vyplývá, že ve snímcích není jeden dominantní druh, ale že jsou pokryvnosti sledovaných druhů vzájemně podobnější, než tomu bylo v minulosti.



Obrázek 1 Závislosti měr druhové diverzity na stáří snímků

Míry druhové diverzity se signifikantně liší mezi starými a novými snímky

N – nové snímky (2015 – 2017), S – staré snímky (2005 – 2008)

3.1.3 Závislost míry druhové diverzity na interakci stáří snímků a managementu

Další z klíčových úkolů této práce bylo zjistit, jak souvisí změna druhové diverzity na typu aplikovaného managementu. Konkrétně se posuzoval vliv sečení v porovnání s lokalitami, které zůstaly ladem v interakci se stářím snímku.

V rámci této série testů závislosti měr druhové diverzity na interakci stáří snímku a managementu nebyla prokázána žádná signifikantní závislost (viz Tabulka 2). Přestože žádné interakce nevyšly jako průkazné, tak samostatný management v závislosti na některých měřácích druhové diverzity průkazný vyšel. Konkrétně v testu závislosti počtu druhů na managementu (P value = 0,016; F = 5,836) a v testu závislosti Shannonova indexu diverzity na managementu (P value = 0,022; F = 5,318). Tyto závislosti byly rovněž shrnuty graficky

(viz Obrázek 18). Z obrázku je patrné, že sečené lokality obsahují průměrně o 3,5 druhu více než lokality ležící ladem. V testu závislosti ekvitability na managementu nebyla závislost signifikantně potvrzena (P value = 0,082; F = 3,018).

Průkaznost testů samostatných závislostí měr diverzity na managementu oproti neprůkaznosti interakcí se stářím snímků ukazuje, že se pravděpodobně trvalé plochy lišily již v minulosti, a právě díky nim byl někde aplikován resp. neaplikován nějaký management.

3.2 Analýzy druhového složení

Pro potřeby zvolení správné mnohorozměrné metody byla nejprve měřena délka ekologického gradientu v datech. Vzhledem k jeho délce 3,269 byly zvoleny metody unimodální, tedy nepřímá DCA a přímá CCA.

3.2.1 DCA - nepřímé analýzy

V rámci nepřímé analýzy DCA (Detrended correspondence analysis) byly vyjádřeny species scores a sample scores, tedy pozice druhů a snímků v ordinačním prostoru. Dle grafického vyjádření lze usuzovat na hlavní gradient v datech (viz Obrázky 9-13). Species scores byly také vyneseny do sloupcového grafu (viz Obrázek 9), pro názornější ukázkou hlavního gradientu prostředí, kterým by mohla být vlhkost. Druhy pozitivně korelované s první ordinační osou jsou druhy typicky vlhkomilné – *Scirpus sylvaticus*, *Urtica dioica*, *Filipendula ulmaria*, *Carex vesicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex rostrata* nebo *Rumex aquaticus*. Druhy, které se vyskytují na sušších místech, jsou korelovány s první ordinační osou negativně. Jsou to například *Danthonia decumbens*, *Carex pulicaris*, *Nardus stricta* nebo *Festuca ovina* (viz Obrázek 10). Staré a nové snímky jsou podle DCA částečně oddělené, rozdíl mezi nimi je ale nepatrný (viz Obrázek 11). Z tohoto důvodu byl do obrázku ještě přidán faktor management, který rozdělil snímky na sečené, které jsou negativně korelované s první ordinační osou a snímky ležící ladem, které jsou s první ordinační osou spíše korelovány pozitivně (viz Obrázek 12). Díky této informaci můžeme usuzovat, že se sečené louky od luk ladem lišily již v minulosti. Z dalšího obrázku (viz Obrázek 13) jsou také patrné rozdíly mezi loukami a je možné je rozdělit podle hlavního gradientu na louky spíše sušší a louky spíše vlhčí. Například louka I je podstatně vlhčí než ostatní louky. Naopak louky D a E by měly patřit zase k sušším lokalitám.

První ordinační osa vysvětluje 8,6% variability, druhá ordinační osa vysvětluje 6,9% variability. Pokles v procentech vysvětlené variability je relativně pozvolný, což naznačuje

více než jeden silný gradient v datech. Kromě vlhkosti je možné uvažovat i o gradientu produktivity.

3.2.2 CCA – přímé analýzy

Jako přímá analýza byla zvolena unimodální metoda CCA (Canonical correspondence analysis). Hlavní testy spočívaly ve hledání rozdílů mezi starými a novými snímky, typickými druhy, které se zde liší a rozdílly ve stáří v interakci s aplikovaným managementem. Nejprve bylo třeba ověřit závislost druhového složení na dni snímkování. Tento test byl zařazen z důvodu ověření významnosti proměnné den snímkování. Její významnost byla shledána, a proto byla v hlavních testech použita jako kovariáta. Na závěr byly provedeny hlavní testy závislosti druhového složení na stáří snímku a test závislosti druhového složení na interakci stáří a managementu. Porovnání výsledků umožňuje Tabulka 2, která srovnává výsledky testů druhové diverzity a druhového složení.

3.2.2.1 Závislost druhového složení na dni snímkování

Druhové složení vyšlo signifikantně závislé na dni snímkování, od kterého byl odfiltrován vliv stáří snímku a kód trvalé plochy (P value = 0,022; První kanonická osa vysvětluje 1,5 % variability). Z grafického výstupu vyplývá, že s proměnnou den jsou pozitivně korelovány druhy *Myosotis nemorosa*, *Equisetum palustre*, *Anthoxanthum odoratum* nebo *Cirsium palustre*. Negativní korelaci vykazují druhy *Poa pratensis*, *Bistorta major*, *Agrostis capilaris* nebo *Veronica chamaedrys*. Druhy *Lathyrus pratensis*, *Vicia cracca*, *Poa trivialis* nebo *Carex nigra* jsou na době snímkování nezávislé (viz Obrázek 14).

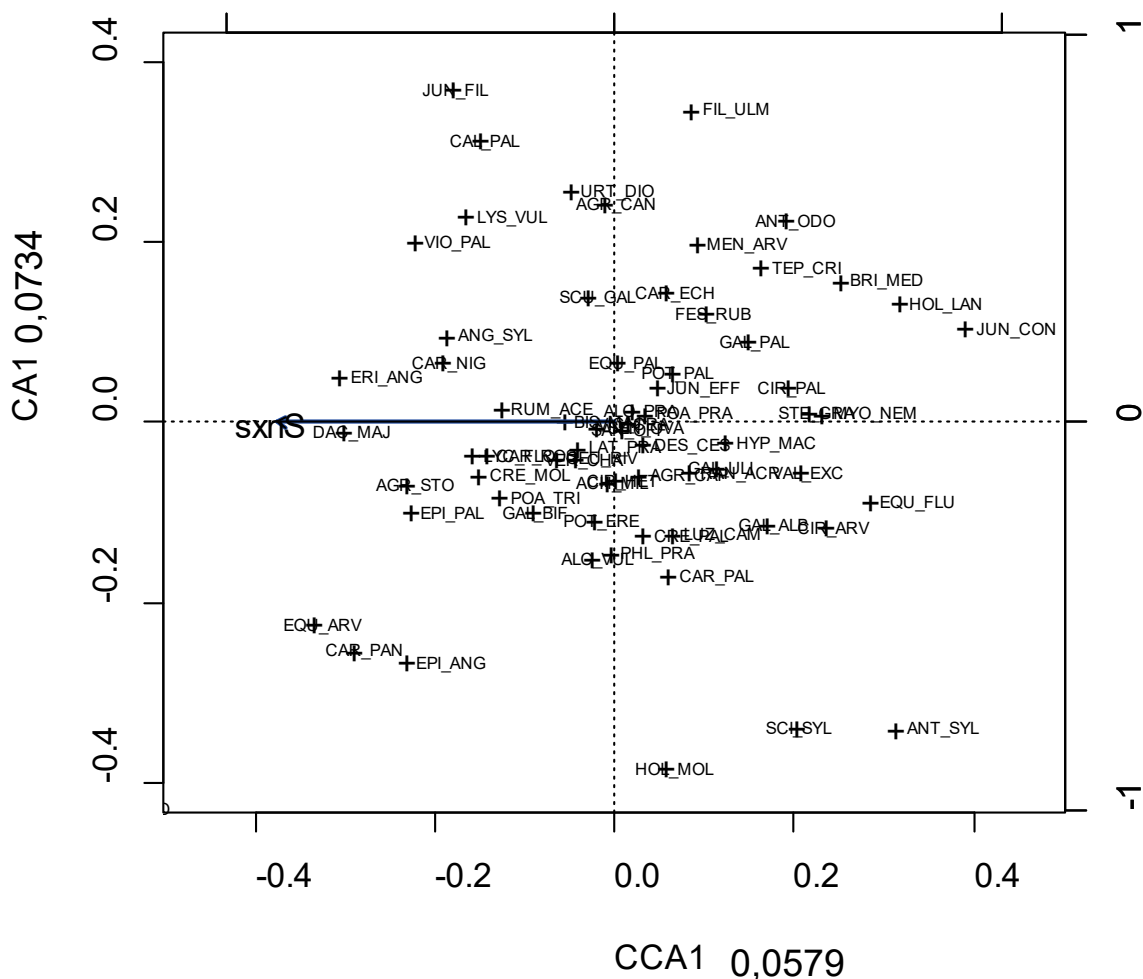
3.2.2.2 Závislost druhového složení na stáří snímku

Závislost druhového složení na stáří snímku po odečtení vlivů kódu trvalé plochy a dne snímkování vyšla signifikantní (P value = 0,002; První kanonická osa vysvětluje 5,8 % variability). Na první ordinační ose je možné pozorovat gradient stáří snímku a dle vysvětlené variability je možné říci, že má podstatný vliv. Další silný gradient v datech je na druhé ose (první nekanonické), která vysvětluje 7,3 % variability. Podle porovnání Ellenbergových hodnot pro druhy korelované s druhou ordinační osou, se jeví druhým hlavním gradientem v datech vlhkost (viz Obrázek 2 a Obrázek 15).

Pozitivní korelaci se starými snímky vykazují druhy *Carex nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *Lychnis flos-cuculi*, *Dactylorhiza majalis*, *Crepis mollis* nebo *Rumex acetosa*. Naopak druhy, které by měly být typické pro nové snímky, jsou dle grafu *Myosotis nemorosa*, *Cirsium palustre*, *Juncus effusus*, *Hypericum maculatum*, nebo *Stellaria graminea*. V nových snímcích

podle tohoto výstupu převažují druhy běžnější a takové, které jsou schopné více konkurovat (například vyšším vzrůstem). Naopak ve starých snímcích bylo nalezeno mnohem větší množství druhů, které řadíme ke vzácným a zároveň ke slabším kompetitorům.

Druhy pozitivně korelované s druhou ordinační osou (první nekanonickou), tedy patrně s vlhkostí jsou – *Filipendula ulmaria*, *Caltha palustris*, *Juncus filiformis*, *Lysimachia vulgaris* nebo *Urtica dioica*. Negativní korelaci s vlhkostí vykazují druhy *Holcus mollis*, *Carex palescens*, *Phleum pratense* nebo *Alchemilla vulgaris*. Druhy nejvíce korelované s první ordinační osou jsou také znázorněny ve sloupcovém grafu (viz Obrázek 15).



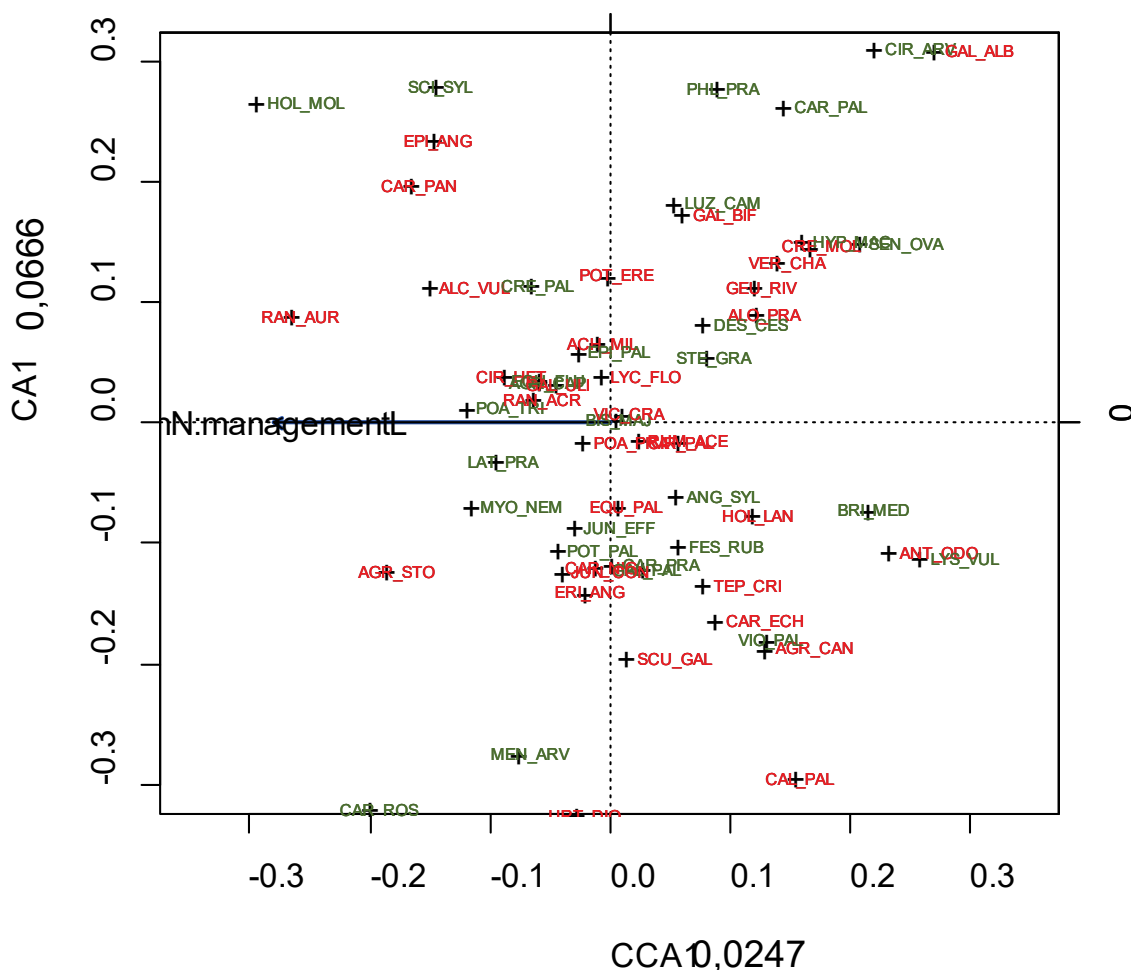
Obrázek 2 CCA: Závislost druhového složení na stáří snímku

Graf popisuje nejčastější druhy starých a nových snímků. První kanonická osa (CCA1) vysvětluje 5,8 % variability, druhá (nekanonická CA1) vysvětluje 7,3 % variability. Byla prokázána signifikantní závislost mezi druhovým složením a stářím snímku ($p = 0,002$); sxn = starý x nový snímek – šipka ukazuje afinitu ke starým snímkům; kód trvalé plochy a den snímkování byly použity jako kovariáty; pro lepší zobrazení byly do grafu použity pouze druhy, které byly zastoupeny v minimálně 15 záznamech

3.2.2.3 Závislost druhového složení na interakci stáří snímku a managementu

Závislost druhového složení na interakci stáří snímků a managementu po odečtení vlivů kódu trvalé plochy, stáří snímku a dne snímkování vyšla signifikantní (P value = 0,002; První

kanonická osa vysvětluje 2,5% variability). Podle vysvětlené variability můžeme usuzovat, že interakce stáří a managementu má silný vliv. Druhá osa (první nekanonická) vysvětluje 6,7% variability. V grafickém výstupu je možné sledovat ve směru šipky druhy, které jsou korelované s interakcemi nový snímek ladem nebo starý snímek sečeno. Na opačné straně ordinačního prostoru jsou vyneseny druhy, které jsou korelovány s opaky interakcí, které jsou v levé straně ordinačního prostoru. Na pravé straně ordinačního prostoru můžeme sledovat druhy, které jsou korelované s interakcemi starý snímek ladem a nový snímek sečený (viz Obrázek 3).



Obrázek 3 CCA: Závislost druhového složení na interakci stáří snímku a managementu

Graf popisuje nejčastější druhy korelované s interakcí stáří snímků a managementu. Kód trvalé plochy, její stáří a den snímkování byly použity jako kovariáty; pro lepší zobrazení byly do grafu použity pouze druhy, které byly zastoupeny v minimálně 20 záznamech. První kanonická osa (CCA1) vysvětluje 2,5 % variability, druhá (první nekanonická CA1) vysvětluje 6,6 % variability. Byla prokázána signifikantní závislost mezi druhovým složením a interakcí stáří snímků s managementem ($p = 0,002$)

Šipka ukazuje afinitu k novým snímkům, které leží ladem, resp. starým snímkům, které jsou sečeny; barevně jsou na základě testu závislosti druhového složení na stáří snímků odlišeny druhy, typické pro staré snímky (červeně) a druhy typické pro nové snímky (zeleně); Můžeme tedy říci, že červeně vyznačené druhy v levé části obrázku jsou korelovány s interakcí starý a sečený snímek a naopak v pravé straně obrázku s interakcí starý snímek ladem. Zeleně vyznačené druhy v levé straně obrázku jsou korelovány se snímky novými a ladem, kdežto v pravé straně obrázku s novými a sečenými snímky.

Pozitivní korelaci s novými snímky, ležícími ladem, resp. starými sečenými snímky vykazují druhy *Rumex aquaticus*, *Scirpus sylvaticus*, *Epilobium angustifolium*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus auricomus* nebo *Cirsium heterophyllum*. Na druhé straně druhy, které jsou typické pro nové a sečené snímky, resp. staré, ležící ladem jsou například *Geum rivale*, *Trifolium medium*, *Briza media*, *Anthoxanthum odoratum* nebo *Holcus lanatus*. Ve snímčích, ležících ladem by měla být převaha druhů, které jsou schopny růst do větších výšek a příliš nesnášejí seč. Naopak druhy, které je možné najít na loukách sečených, mnohem lépe snášejí seč, a dorůstají spíše nižších výšek. Je zcela zřejmé, že management vliv na druhové složení má. Druhy nejvíce korelované s první ordinační osou jsou také znázorněny ve sloupcovém grafu (viz Obrázek 16).

	Druhové složení		Počet druhů		Shannonův index		Ekvitabilita	
	P value	%	P value	F	P value	F	P value	F
Den snímkování	0,022	1,472	0,008	7,342	0,306	1,045	0,034	4,821
Stáří snímků	0,002	5,795	< 0,001	83,276	0,002	10,252	< 0,001	36,518
Stáří snímků*Management	0,002	2,473	0,383	0,750	0,314	1,001	0,083	2,992

Tabulka 2 Výsledky analýz druhové diverzity a druhového složení (P values a % vysvětlené variability nebo F values)

Signifikantní závislosti jsou zvýrazněny tučně. Procenta vysvětlené variability jsou u analýz druhového složení procenty vysvětlené variability první kanonickou osou (eigenvalue všech kanonických os, dělená sumou eigenvalues všech os), Df = 1, Df error = 97. V případě analýz druhové diverzity je vysvětlovaná variabilita vyjádřena pomocí F hodnoty, Df = 1. Pro všechna pozorování n = 200

3.3 Změny stanovištních podmínek

Ke zhodnocení vlivu stanovištních podmínek bylo použito průměrných Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al., 1992) pro každý snímek. Byl hledán rozdíl v environmentálních proměnných světlo, teplota, vlhkost, pH a živiny mezi starými a novými snímky. Pro lepší interpretaci dat byla vytvořena korelační matice pro vzniklé průměry EIV, která udává míru korelovanosti mezi EIV a tabulka s P hodnotami korelačního testu (viz Tabulka 3 a Tabulka 4). Z těch vyplývá, že korelovanost mezi některými environmentálními proměnnými nehraje příliš velkou roli (teplota x světlo, vlhkost x světlo apod.). V jiných případech jsou hodnoty korelovány (například korelace všech EIV se živinami).

Kor.koef.	světlo	teplota	vlhkost	pH	živiny
světlo	1	-0,07	0,23	-0,12	-0,34
teplota	-0,07	1	0,03	0,31	0,39
vlhkost	0,23	0,03	1	-0,06	-0,24
pH	-0,12	0,31	-0,06	1	0,55
živiny	-0,34	0,39	-0,24	0,55	1

Tabulka 3 Korelační matice pro EIV

Hodnoty v tabulce udávají míru korelace mezi jednotlivými proměnnými. Čím je hodnota bližší 1 (nebo -1), tím je korelace silnější. Tučně vyznačené hodnoty udávají signifikantní závislosti v korelačním testu.

P values	světlo	teplota	vlhkost	pH	živiny
světlo	0	0,31	0	0,1	0
teplota	0,31	0	0,67	0	0
vlhkost	0	0,67	0	0,42	0
pH	0,1	0	0,42	0	0
živiny	0	0	0	0	0

Tabulka 4 Tabulka P hodnot pro korelační matici EIV

P hodnota rovná nule udává, že jsou dvě hodnoty mezi sebou vzájemně průkazně korelované

V dalším textu jsou uvedeny výsledky provedených testů. Shrnutí výsledků provedených testů je v Tabulce 5.

3.3.1 Testy závislosti EIV na stáří snímku

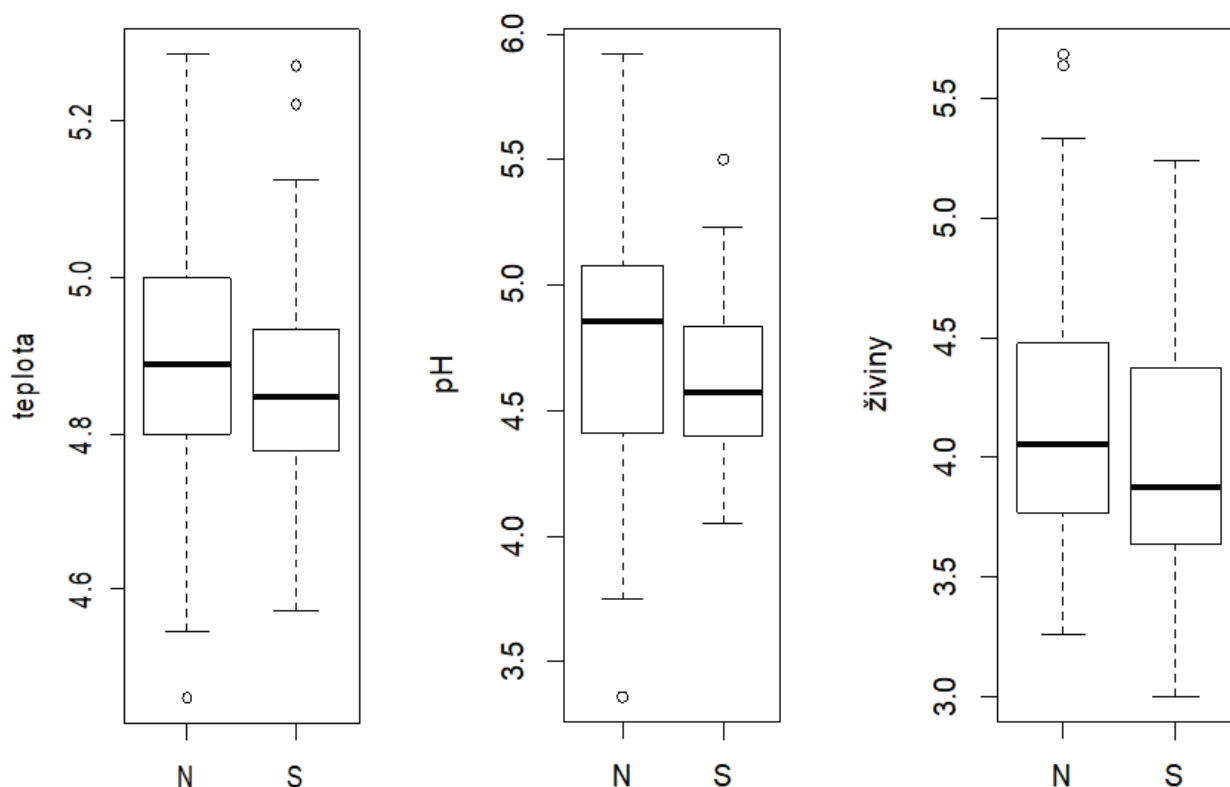
Světlo se na starých a nových snímcích signifikantně neliší (P value = 0,0618, Chi = 3,4877, n = 200). Neprůkaznost provedeného testu naznačuje, že se nároky lučních druhů na světlo za posledních deset let příliš nezměnily. Na základě P value, která je téměř na hranici průkaznosti ovšem můžeme usuzovat, že k jistým změnám ve světelných nárocích druhů dochází. Může to být dáno například tím, že přibývá silnějších kompetitorů, kteří kompetují především svojí výškou a stíní tak druhům, které vyššího vzrůstu nejsou schopné.

Teplota se dle výsledků testu na starých a nových snímcích signifikantně liší (P value = 0,0032, Chi = 8,6908, n = 200). To naznačuje, že se teplota ve sledované lokalitě za posledních deset let změnila. Z grafu vyplývá, že se průměrná teplota na lokalitách zvýšila (viz Obrázek 4). Vyskytují se zde tedy druhy, které mají své optimum ve vyšších teplotách, než tomu bylo v minulosti.

Vlhkost se podle tohoto testu zásadně za posledních deset let nezměnila (P value = 0,8198, Chi = 0,0519, n = 200). Vlhkost patří k velmi významným faktorům, ovlivňujícím druhovou diverzitu sledovaných luk. Je ale zřejmé, že podle neprůkaznosti provedeného testu, zůstává na podobné úrovni jako před deseti lety a změny v druhovém složení nejsou způsobeny jejími výkyvy.

Signifikantní změny se podařilo zjistit u proměnné pH (P = value 0,0021, Chi = 9,4674, n = 200). Půdní reakce se změnila z mírně kyselé ve starých snímcích na spíše neutrální v nových snímcích. Celkově je mezi novými snímky větší rozsah půdních reakcí. Najdeme mezi nimi snímky, které jsou výrazně kyselejší, než byly nejkyslejší staré snímky i snímky výrazně zásaditější (viz Obrázek 4).

Proměnná živiny rovněž dostala signifikantních změn ($P = \text{value } 0,0027$, $\text{Chi} = 9,023$, $n = 200$). Obsah živin se od posledního pozorování na lokalitách zvýšil, což je v souladu s trendem v celé střední Evropě. Došlo nejen ke zvýšení průměrné hodnoty obsahu živin v půdě, ale i ke zvýšení nejnižší a nejvyšší hodnoty obsahu živin v půdě (viz Obrázek 4).



Obrázek 4 Závislosti průměrných Ellenbergových indikačních hodnot na stáří snímku

Na obrázku jsou zobrazeny graficky testy, u kterých byla prokázána signifikantní závislost.

N = nový snímek (2015 – 2017), S = starý snímek (2005 – 2008)

Z levého obrázku je možné zjistit, že druhy, které se v současnosti vyskytují na sledovaných lokalitách, mají větší nároky na teplotu, než tomu bylo v minulosti.

Na prostředním obrázku je patrná změna pH, jejíž průměrná hodnota se u starých snímků blížila hodnotě 4,5 (mírně kyselá půdní reakce). U nových snímků se tato hodnota zvýšila a můžeme říci, že nové snímky jsou spíše neutrálnější.

Pravý obrázek zobrazuje změnu v obsahu živin v půdě. Množství živin podle tohoto obrázku v půdě přibývá.

3.3.2 Testy závislostí EIV na interakci stáří snímku a managementu

Světlo se v závislosti na interakci stáří snímku a managementu signifikantně neliší ($P \text{ value} = 0,428$, $\text{Chi} = 0,6283$, $n = 200$). Z tohoto testu vyplývá, že se nároky rostlinných druhů na světlo neliší ani v interakci stáří a managementu.

Signifikantní změny nebyly zaznamenány ani u proměnné teplota ($P \text{ value} = 0,2445$, $\text{Chi} = 1,3544$, $n = 200$). I z tohoto testu vyplývá, že se nároky rostlinných druhů na teplotu neliší ani v interakci stáří a managementu.

Vlhkost se podle tohoto testu zásadně nemění v závislosti na stáří a managementu (P value = 0,6565, Chi = 0,1978, n = 200). I z tohoto testu vyplývá, že se nároky rostlinných druhů na vlhkost neliší ani v interakci stáří a managementu.

U proměnné pH se také nepodařilo najít signifikantní závislost (P value = 0,1564, Chi = 2,0088, n = 200). I z tohoto testu vyplývá, že se nároky rostlinných druhů na pH neliší ani v interakci stáří a managementu.

Ani u poslední testované proměnné živiny nebyla prokázána signifikantní závislost (P value = 0,7655, Chi = 0,089, n = 200). I přes ověřený nárůst množství živin na sledovaných lokalitách není možné říci, že by jejich nárůst byl zároveň korelován s interakcí stáří a managementu.

	Stáří		Stáří*management	
	P value	Chi	P value	Chi
Světlo	0,0618	3,4877	0,4280	0,6283
Teplota	0,0032	8,6908	0,2445	1,3544
Vlhkost	0,8198	0,0519	0,6565	0,1978
pH	0,0021	9,4674	0,1564	2,0088
Živiny	0,0027	9,023	0,7655	0,0890

Tabulka 5 Shrnutí výsledků testů změn stanovištních podmínek

V tabulce jsou zaznamenány výsledky provedených testů (P values a Chi) závislosti průměrných EIV na stáří snímků a na stáří snímků v interakci s managementem. Signifikantní závislosti jsou zvýrazněny tučně. Df = 1, n = 200

3.4 Změny druhového složení na základě rozdílných druhových vlastností

Pomocí analýzy CCA byly vyjádřeny pozice druhů v ordinačním prostoru (species scores), které vyjadřují afinitu daných druhů k některé z testovaných proměnných (den snímkování, stáří snímku nebo stáří snímku v interakci s managementem). Následně byly provedeny testy závislosti species scores na některých vybraných druhových vlastnostech (výška, délka kvetení, začátek kvetení a specifická listová plocha). Porovnání všech získaných výsledků z těchto analýz je shrnuto v Tabulce 6, kde jsou uvedeny P a F hodnoty ze všech provedených testů

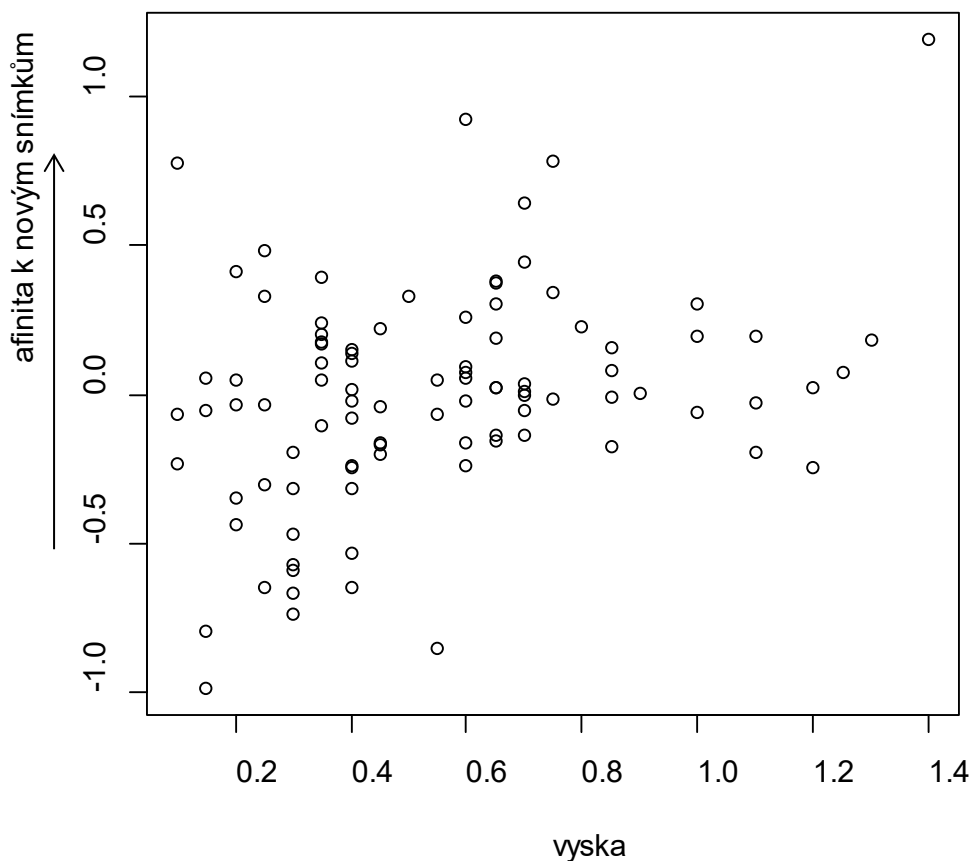
3.4.1 Závislosti species scores na výšce rostlin

Závislost species scores pro den snímkování na výšce rostlin nebyla signifikantně prokázána (P value = 0,512). Z toho vyplývá, že se zásadně neliší výška rostlin mezi dny, kdy bylo snímkování prováděno.

Závislost species scores pro stáří snímků na výšce rostlin podle provedeného testu signifikantně závisí (P value = 0,001). Je tedy zřejmé, že se druhy, rostoucí zde v minulosti prokazatelně liší od těch současných ve své výšce. Z grafického výstupu vyplývá, že

v minulosti bylo na studovaných lokalitách mnohem větší množství druhů o nižším vzrůstu, než je tomu v současnosti (viz Obrázek 5). To koreluje i s některými jinými testy, které byly dosud provedeny. Nárůst počtu vyšších druhů může být způsoben vyšším obsahem živin v půdě a zároveň může být doprovázen extinkcí druhů nižších, které jsou ze společenstva kompetičně vyloučeny.

Závislost species scores pro interakci stáří snímků s managementem na výšce rostlin nebyla prokázána (P value = 0,827). Z tohoto testu vyplývá, že afinita k novým snímkům, které leží ladem resp. starým a sečeným snímkům není doprovázena závislostí na výšce rostlinných druhů.



Obrázek 5 Závislost species scores pro stáří snímků na výšce druhů

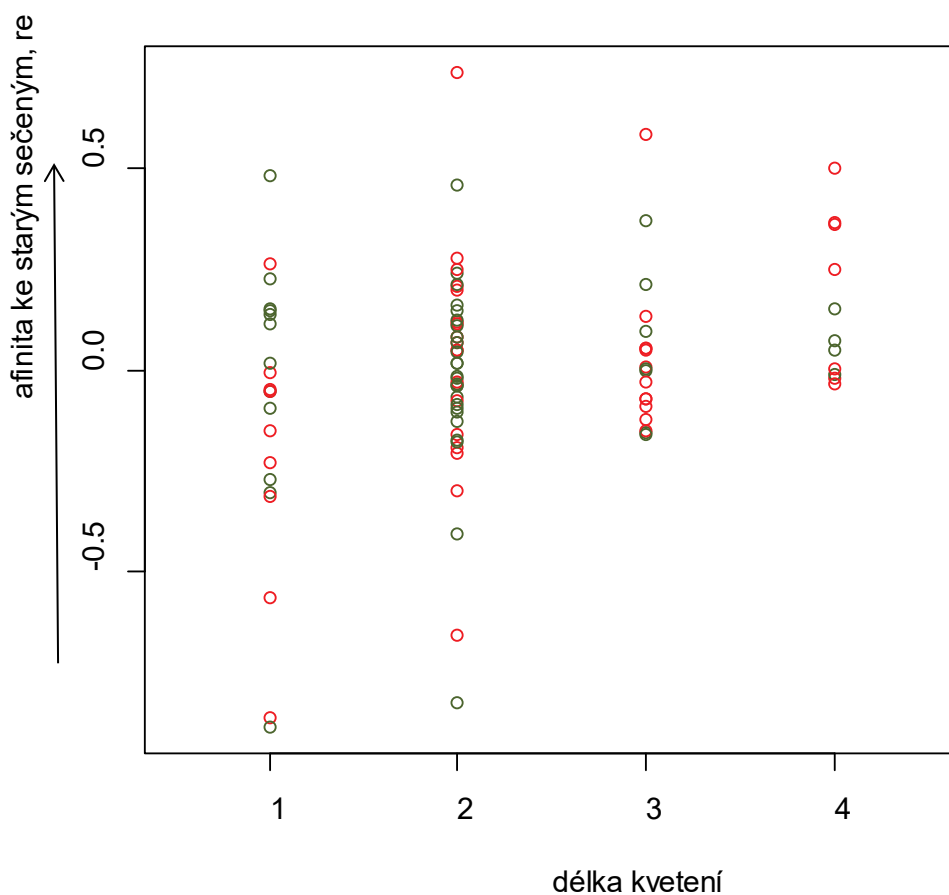
Z obrázku je patrné, že v minulosti (záporná hodnota species scores) bylo pozorováno mnohem větší množství celkově nižších druhů než tomu bylo v současnosti (kladná hodnota species scores)

3.4.2 Závislosti species scores na délce kvetení rostlin

Závislost species scores pro den na délce kvetení byla shledána jako průkazná (P value = 0,005). Z toho vyplývá, že prováděné snímkování v určitou dobu může více podchytit určité skupiny druhů, kvetoucí v určitou dobu (viz Obrázek 17).

Závislost species scores pro stáří snímků na délce kvetení nebyla signifikantně prokázána (P value = 0,636). Z toho vyplývá, že se délka kvetení současně se vyskytujících druhů zásadně nezměnila od druhů, které se zde vyskytovaly v minulosti.

Závislost species scores pro interakci stáří a managementu na délce kvetení byla signifikantně prokázána (P value = 0,007). Tento test prokázal, že na snímcích starých a sečených resp. nových a ladem se liší druhy v délce kvetení od snímků starých a ležících ladem, resp. nových a sečených. Z grafického výstupu je zřejmé, že na starých a sečených, resp. nových snímcích a ladem přibývá druhů, které kvetou delší dobu (viz Obrázek 6). Na snímcích, které jsou staré a leží ladem, resp. nové a sečené je počet druhů, které kvetou 4 měsíce velmi málo.



Obrázek 6 Závislost species scores pro interakci stáří snímků a managementu na délce kvetení

Afinita ke starým a sečeným, resp. novým snímkům ležícím ladem je dána kladnými hodnotami species scores. Afinita ke starým snímkům, které leží ladem, resp. novým sečeným je dána zápornou hodnotou species scores.

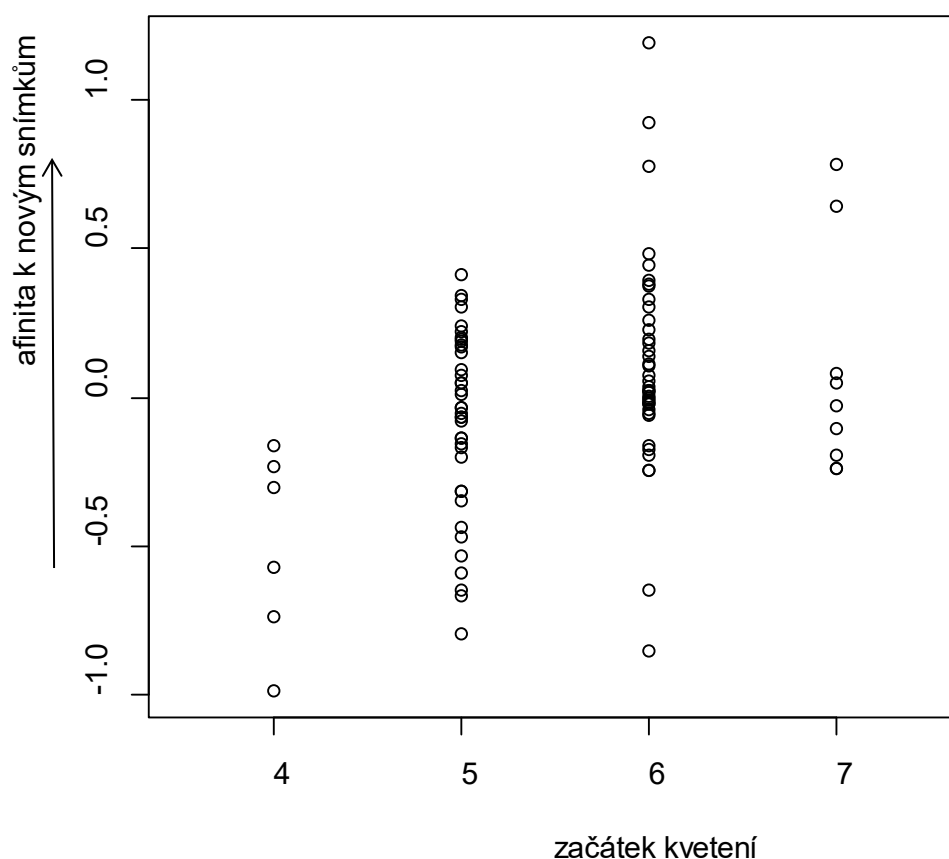
Barevně jsou odlišeny na základě testu závislosti druhového složení na stáří snímku druhy typické pro staré snímky (červeně) a druhy typické pro nové snímky (zeleně). Červeně vyznačené druhy v kladné oblasti osy y vystihují afinitu ke starým a sečeným snímkům, v záporné oblasti ke starým snímkům ladem. Zeleně vyznačené druhy v kladné oblasti osy y naznačují afinitu k novým snímkům, ležícím ladem a v záporné oblasti k novým a sečeným snímkům.

3.4.3 Závislosti species scores na začátku kvetení rostlin

Závislost species scores pro den na začátku kvetení nebyla signifikantně prokázána (P value = 0,512). Je tedy zřejmé, že den, kdy je snímkování prováděno, není korelován se začátkem kvetení nalezených druhů.

Závislost species scores pro stáří snímků na začátku kvetení byla shledána jako signifikantní (P value = 0,001). Je tedy zřejmé, že se za posledních deset let změnila distribuce druhů, které začínají kvést v určitém období. Na starých snímcích bylo zaznamenáno mnohem více druhů, které začínají kvést dříve, a na nových snímcích přibýlo později kvetoucích druhů. Na nových snímcích například zcela chybí druhy, které by začínaly kvést již v dubnu (viz Obrázek 7).

Závislost species scores pro interakci stáří snímků s managementem na začátku kvetení nebyla prokázána (P value = 0,273). Z toho vyplývá, že stáří snímků v kombinaci s použitým managementem není korelováno se začátkem kvetení druhů, které se na daných místech vyskytují.



Obrázek 7 Závislost species scores pro stáří snímků na začátku kvetení druhů

Afinita ke starým snímkům je dána zápornými hodnotami species scores a afinita k novým snímkům je dána kladnými hodnotami species scores. Z grafu vyplývá, že ve starých snímcích bylo více druhů, které začínaly kvést dříve, kdežto v nových snímcích přibývá druhů, které začínají kvést později.

3.4.4 Závislosti species scores na specifické listové ploše (SLA)

Závislost species scores pro den na specifické listové ploše byla signifikantně prokázána (P value = 0,042). Z toho je zřejmé, že v každé části sezony rostou druhy s různou specifickou listovou plochou.

Závislost species scores pro stáří snímků na specifické listové ploše nebyla signifikantně prokázána (P value = 0,571). Je tedy pravděpodobné, že změna druhového složení není doprovázená změnou specifické listové plochy nalezených druhů.

Závislost species scores pro interakci stáří snímků s managementem nebyla signifikantně potvrzena (P value = 0,186). Z toho vyplývá, že ani management nemá v rámci deseti let silný vliv na druhy s určitou hodnotou specifické listové plochy.

	Výška		Délka kvetení		Začátek kvetení		SLA	
	P	F	P	F	P	F	P	F
Den snímkování	0,512	0,368	0,005	8,251	0,512	2,829	0,042	4,259
Stáří snímků	0,001	11,476	0,636	0,223	0,001	11,891	0,571	0,323
Stáří * management	0,827	0,032	0,007	7,727	0,273	1,218	0,186	1,773

Tabulka 6 Shrnutí testů závislosti species scores na vlastnostech druhů

V tabulce jsou uvedeny P a F hodnoty z předešlých testů. Tučně jsou zvýrazněny hodnoty u testů, u kterých byla potvrzena signifikantní závislost; Df error (výška, délka kvetení, začátek kvetení) = 93, Df error (SLA) = 90.

4 Diskuse

V rámci této části diplomové práce budou rozebrány jednotlivé kladené otázky s ohledem na získané výsledky. Nejprve je ještě zahrnuto krátké pojednání o důvěryhodnosti použité metodiky.

Nejčastěji používanou metodou pro studium dynamiky stanovišť je opakované fytoocenologické snímkování (Krause et al., 2015). Ve většině případů se ovšem pracuje s tzv. quasi-permanentními plochami, jejichž odchylka od původní plochy není příliš velká, nanejvýš několik metrů (Alfonsi et al., 2017; Heinrichs and Schmidt, 2017). S přibývajícím vzdáleností od původního snímku se snižuje věrohodnost celého pokusu, a je tedy žádoucí, aby byla přesnost co nejvyšší. Na druhé straně jsou tu výzkumy, mezi které je možné zařadit i tento, které pracují na trvalých plochách, kde je posun vyloučen.

Opakované fytoocenologické snímkování má i svoje vady, se kterými je třeba počítat a snažit se při tom vyvarovat chybám, které by mohly nastat. Jednou již zmíněnou chybou je špatná lokalizace, ale jsou tu i další úskalí, například subjektivita snímkovatele či sezonní výkyvy v růstu některých druhů. Fytoocenologické snímkování pracuje s odhady pokryvností jednotlivých druhů, které se mohou mezi různými osobami, které snímkování provádějí lišit (Leps and Hadincova, 1992). V rámci zpřesnění dat o pokryvnostech druhů by bylo vhodné požádat Přemysla Tájka o opětovné snímkování alespoň několika ploch, aby se vyloučil chybný sběr dat. I přesto by měla být data kvalitní a předkládané výsledky by měly být důvěryhodné. Trvalé plochy byly v terénu pečlivě hledány a nalezeny. Velkou pomocí při hledání byly souřadnice GPS, vytištěné ortofoto mapy se zákresem trvalých ploch a fotografie snímků z minulosti. Sezonní výkyvy počasí mohou také zásadním způsobem ovlivňovat důvěryhodnost našich dat, protože jejich vlivem mohou být některé druhy v dané sezoně silně potlačeny. S tím se shoduje například studie (Kapfer et al., 2017), která rovněž upozorňuje na možnost přehlédnutí méně nápadných druhů ve snímku.

4.1 Změnila se vegetace vlhkých luk ve Slavkovském lese za poslední desetiletí?

Podle získaných výsledků ke změnám na vlhkých loukách stále dochází a můžeme je detekovat i po krátké době, jako je právě jen deset let. Většina výzkumů, která byla na území střední Evropy provedena, se zabývá vývojem stanoviště na delší časové škále. Z tohoto výzkumu je však patrné, že i za kratší dobu je možné změny signifikantně detekovat a popsat je.

Na starých snímcích bylo zaznamenáno celkem 189 druhů cévnatých rostlin. Na nových to bylo pouze 151 druhů. Tato informace dává jasně najevo, že se na loukách něco odehrává, co některé druhy již nebyly schopné dále snášet a došlo k jejich extinkci (viz Tabulka 7). Možné by zároveň bylo špatné dohledání oněch druhů ve snímcích. Jedná se především o druhy, které byly již před deseti lety nacházeny velmi vzácně, nicméně mnoho z nich bylo spatřeno v okolí snímkaných ploch i nyní. Dalším nepříznivým výsledkem této práce je úbytek počtu druhů na snímek. Znamená to, že v oblasti dochází k nějakým změnám, například abiotickým, které nejsou některé druhy schopné akceptovat. Mohlo by to souviset například s nárůstem živin v půdě (Krause et al., 2015). Podle provedených analýz dochází zároveň k signifikantním změnám v Shannonově indexu druhové diverzity a ke zvýšení ekvitability. Tyto výsledky je možné interpretovat tak, že se snižuje obecně druhová diverzita a zároveň se zvyšuje vyrovnanost mezi druhy. Znamená to, že ve snímcích jsou podobnější pokryvnosti druhů, než tomu bylo v minulosti. Tento výsledek by mohl být pozitivní, kdyby zvýšení vyrovnanosti znamenalo vznik diverzifikovanějšího společenstva na úkor rozšíření jednoho dominantního druhu. V tomto případě ovšem dochází k rozvoji běžnějších druhů na úkor vzácnějších druhů. Louky se tak stávají vzájemně podobnějšími, nicméně by bylo vhodné zařadit testy změn v beta diverzitě, aby bylo možné tento fakt potvrdit. Některé výzkumy označují vznik vzájemně podobnějších společenstev jako taxonomickou homogenizaci (Keith et al., 2009; Navratilova et al., 2017). V případě luk ve Slavkovském lese ještě není možné říci, že by všechna sledovaná společenstva byla stejná. Je to možné vidět například z grafu DCA (viz Obrázek 13), ale je jasné, že se tu něco odehrává a je třeba dané změny podchycovat a studovat, aby nedocházelo k další homogenizaci. Taxonomická homogenizace je nejčastěji způsobena změnou obhospodařování krajiny. Docházelo k ní často při změně z extenzivního využití na využití intenzivní (Keith et al., 2009; Santruckova et al., 2015). Problémem, spojeným s homogenizací krajiny je úbytek specializovaných druhů. Takové druhy mají často velmi úzkou ekologickou valenci a nejsou schopné se okamžitě přizpůsobit změnám okolní krajiny a dochází k jejich extinkci. Uvolněný prostor po nich rychle přebírají generalistické druhy s širokou ekologickou valencí, které zpravidla dokáží zarůst velké plochy (Heinrichs and Schmidt, 2017; Koch et al., 2017). V případě Slavkovského lesa došlo k razantnímu úbytku druhů jako *Carex nigra* nebo *Carex panicea*, jejichž místo bylo obsazeno druhy jako *Scirpus sylvaticus*, *Deschampsia cespitosa* či *Holcus lanatus*.

Změnami v druhovém složení se také zabýval například výzkum prováděný v devadesátých letech na vlhkých pcháčovách loukách svazu *Calthion palustris* v Nizozemí (Grootjans et al.,

1996). Tento výzkum sleduje změny na trvalých plochách v rámci 16 let. Popisuje, že druhy jako *Lychnis flos-cuculi*, *Carex ovalis*, *Carex panicea* nebo *Myosotis palustris* byly na jejich lokalitách dříve hojnější. Tento fakt se částečně shoduje i s daty, která byla získána ve Slavkovském lese. Druhy *Lychnis flos-cuculi* a *Carex panicea* byly na sledovaných loukách také v minulosti mnohem častější než je tomu nyní. Obzvláště druhu *Carex panicea* je nyní na loukách ve Slavkovském lese podstatně méně (viz Tabulka 7). Naději by mu mohla být semenná banka, která by měla být relativně dlouhověká (Matus et al., 2003). Rod *Myosotis* je na vlhkých loukách ve Slavkovském lese zastoupen druhem *Myosotis nemorosa*, jehož výskyt se za deset let naopak zvýšil. Slabý nárůst v četnosti zaznamenal i druh *Carex ovalis*. Druh *Caltha palustris* byl ve zmíněném výzkumu označen jako velmi odolný vůči změnám. Tento druh ovšem ve Slavkovském lese také mizí. Srovnávaný výzkum také upozorňuje na zarůstání vlhkých luk vysokými, produktivními druhy z čeledi *Poaceae*, například *Phalaris arundinacea* nebo *Arrhenatherum elatius*. Jejich výskyt na trvalých plochách ve Slavkovském lese byl v minulosti velmi vzácný. Podle současných výsledků zde těchto druhů přibývá.

Na základě výsledků je zcela evidentní, že se druhové složení na vlhkých loukách ve Slavkovském lese mění. Je možné potvrdit trend, ke kterému došly i jiné studie (Heinrichs and Schmidt, 2017), a sice že ubývá vzácných druhů a přibývá druhů běžných. Druhy, které se na sledovaných lokalitách vyskytují nyní, se vyznačují vyšší schopností konkurence, a také jsou více přizpůsobeny změnám prostředí.

4.2 Jak jsou změny ovlivněny managementem stanovišť?

Volba správného managementu je pro další vývoj lokalit zcela zásadní, jak naznačují mnohé výzkumy (Gustavsson et al., 2007; Prach, 2008). Je to dáno především jejich antropogenním původem (Koch et al., 2017). Kosené louky hostí větší spektrum druhů, díky regulování vlivů kompetičně silnějších druhů, které by zarostly celou louku. Kosením se zároveň odstraňuje nadbytečný dusík, který by se jinak ukládal v půdě a ta by se tak stávala na živiny bohatší. Důležité ovšem je posečenou biomasu z louky odstraňovat (Buttler, 1992). Na loukách, které jsou ponechány ladem, se postupem času začínou objevovat druhy, které jsou konkurenčně silnější a náročné na živiny (Giarrizzo et al., 2017). Mezi takové druhy patří například *Calamagrostis epigeios*, *Molinia caerulea*, *Phragmites australis* či *Phalaris arundinacea* (Muller et al., 1998).

Z výzkumu vyplývá, že na loukách, které byly sečeny, je možné najít mnohem větší množství druhů než je tomu na loukách, které leží ladem (viz Obrázek 18). Tento fakt potvrzují i jiné

studie, které se problematikou zabývaly (Gustavsson et al., 2007; Krause et al., 2011). Ve shodě s nimi je i výskyt druhů, které dorůstají větších rozměrů, a zarůstající větší plochy na loukách, které leží ladem. Jako příklad je možné uvést *Rumex aquaticus*, *Scirpus sylvaticus*, *Poa trivialis* nebo *Carex rostrata* (viz Obrázek 3). Na druhé straně jsou tu druhy, které se častěji vyskytují na sečených lokalitách. To jsou často druhy vzácnější, které nesnáší silnou konkurenci mohutnějších druhů. Je možné jmenovat například *Carex panicea*, *Carex nigra*, *Viola palustris* nebo *Cardamine pratensis*. Tyto druhy jsou mnohem lépe adaptovány na seč, která potlačuje silné konkurenty. Jsou to druhy zpravidla drobnějšího vzrůstu, které by byly mohly být snadno přerůstány vyššími rostlinami.

Výskyt některých druhů spíše v sečených, resp. opuštěných lokalitách je možné srovnat například se studií z Bělověžského národního parku, která se zabývala efektem seče na druhové složení (Kolos and Banaszuk, 2013). Jejich výsledky naznačují, že afinitu k sečeným lokalitám mají například druhy *Juncus effusus*, *Galium uliginosum*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris*, nebo *Ranunculus repens*. V případě analýzy závislosti druhového složení na stáří v interakci s managementem na datech ze Slavkovského lesa nebyl tento trend jednoznačně potvrzen. Druhy *Lychnis flos-cuculi* a *Ranunculus repens* byly korelovány s interakcí starý a sečený snímek (viz Obrázek 3). Je tedy možné je označit jako druhy, které se typičtěji vyskytují na sečených lokalitách. Ostatní zmíněné druhy byly ovšem korelovány s interakcí nový snímek ladem, což vypovídá o jejich afinitě k lokalitám, které nejsou koseny. To je zcela opačný výsledek než přinesla citovaná studie. Je tedy pravděpodobné, že se v některém prostředí tyto druhy chovají odlišně.

V rámci zhodnocení vlivů managementu je třeba se zaměřit na jednu důležitou skutečnost. Všechny testy závislosti druhové diverzity na interakci stáří a managementu vyšly jako neprůkazné oproti testu závislosti druhového složení na zmíněné interakci. Tento fakt může znamenat, že se studované lokality lišily od sebe již v době, kdy byly trvalé plochy zakládány. Toto je velmi pravděpodobné a je třeba s tím nadále počítat. Z toho vyplývá, že byly pravděpodobně sečeny preferenčně lokality, které hostily hodnotnější a diverzifikovanější společenstva oproti lokalitám, které zůstaly i nadále ladem. Potvrzuje to i obrázek z analýzy DCA (viz Obrázek 12), ve které je jasně patrný rozdíl mezi loukami, které jsou sečeny a loukami, které jsou ladem. Sečené snímky si byly a jsou navzájem podobnější, než je tomu mezi snímky, které leží ladem.

Naproti tomu test závislosti počtu druhů na managementu průkazný vyšel. Z obrázku je jasně patrné, že louky ležící ladem hostí mnohem méně druhů než je tomu u luk sečených (viz

Obrázek 18). Můžeme tedy jasně usuzovat, že seč podporuje diverzifikovanější společenstva. S tímto tvrzením je ve shodě celá řada studií, které se vlivem seče na druhové složení zabývaly (Buttler, 1992; Janecek et al., 2013; Kolos and Banaszuk, 2013; Muller et al., 1998). Pravidelná seč podle nich potlačuje silné konkurenty a dostávají tak mnohem větší šanci druhy, které by byly na nesečené louce kompetičně vyloučeny. Aplikaci seče tedy můžeme posoudit, jako vhodný typ managementu, který by měl být na loukách ve Slavkovském lese podporován a nadále rozvíjen. Experiment z Bělověžského národního parku popisuje pomíjivý efekt seče (Kolos and Prochnicki, 2012). V rámci jejich pozorování bylo zjištěno, že se diverzita společenstev v prvních deseti letech po aplikaci seče zvyšovala, nicméně poté začala opět klesat. Může to být způsobeno například kolísáním hladiny podzemní vody a invazí některých rychle rostoucích druhů jako je *Phragmites australis*. Tento trend by se mohl objevit i ve Slavkovském lese. Momentálně provedené testy sice neprokázaly signifikantní závislost mezi počtem druhů a stářím v interakci s managementem, ovšem celkový počet zjištěných druhů byl menší než před deseti lety. Může být tedy pouze otázkou času, kdy se i tento test ukáže jako průkazný. Bylo by vhodné s tím počítat a uvažovat například o jiných managementových opatřeních, která by mohla pomoci druhovou diverzitu zdejších luk uchovat. Některé studie například navrhuji seč v kombinaci s pastvou (Tolgyesi et al., 2015).

4.3 Lze tyto změny dát do souvislosti se změnami abiotických podmínek prostředí?

Změny v prostředí, které způsobují ztrátu některých specializovaných druhů, jsou většinou spojovány se změnami koncentrace určitých látek v půdě nebo se změnami pH (Navratilova et al., 2017). Celá řada dlouhodobých výzkumů, které se zabývaly změnami druhového složení na určitých lokalitách, naznačuje právě nárůst koncentrace některých látek v půdě, což způsobuje extinkci určitých druhů. Nejčastěji dochází k nárůstu živin v půdě, především dusíku nebo síry (Britton et al., 2017). Zdroje takových látek jsou velmi často kyselé atmosférické depozice (Pakeman et al., 2017). Kyselé deště jsou ve skutečnosti zředěné kyseliny síry, případně dusíku, které se tímto dostávají do půdy. Lokality, které jsou spadem těchto polutantů zasaženy, podléhají acidifikaci a v souvislosti s tím dochází i ke změnám v druhovém složení. Acidifikace vzdušným spadem sloučenin síry nebo dusíku způsobila silnou degradaci terestrických i vodních ekosystémů v průběhu 20. století. V místech, která nežádoucímu spadu již nejsou vystavována, může docházet k tzv. geochemickému zotavení, tedy postupnému vyčerpávání nadbytečných živin z půdy a návratu k původnímu chemismu

(Schweiger and Beierkuhnlein, 2017). Zmíněné procesy jsou ovšem značně dlouhodobého charakteru.

V této práci se sice neparovalo s přímým pozorováním změn abiotických proměnných, nicméně použití Ellenbergových indikačních hodnot je uznávanou metodou, která přináší věrohodné výsledky (Krause et al., 2015; Prach, 1993). Podle výsledků provedených testů je zřejmé, že se lokality změnilly především z hlediska teplotního optima druhů, půdní reakce a obsahu živin v půdě.

Posun v teplotním optimu druhů naznačuje, že v současnosti přibývá druhů náročnějších na teplo oproti minulosti (viz Obrázek 4). Na základě těchto informací můžeme říci, že se zvýšila teplota okolí, na což pravděpodobně reagovaly i některé druhy. Data z Českého hydrometeorologického ústavu nárůst teplot v Karlovarském kraji potvrzují. Zatímco v roce 2005 byla průměrná roční teplota 6,8°C, v roce 2015 to již bylo 8,2°C. V letech 2016-2017 sice průměrná roční teplota klesla na 7,5°C, nicméně i tato hodnota naznačuje nárůst teplot v Karlovarském kraji (Český hydrometeorologický ústav, 2018). Zdejší region je považován spíše za chladnější vůči okolí, a to zejména díky svojí vyvýšené poloze. Na toto prostředí jsou vázány mnohé druhy, kterým takové prostředí vyhovuje. Nárůst průměrné roční teploty nemusí mít pro toto území příznivé dopady. Mohou se zde šířit druhy, které nižší teploty nesnášejí a konkurenčně vytlačovat druhy, které jsou zde původní. Tento fakt by si zasloužil detailnější pozorování, založené například na dlouhodobějším měření celoročních teplot přímo na lokalitách.

Změny v půdní reakci, které byly potvrzeny, naznačují, že se prostředí za deset let poměrně rozrůznilo. Původní rozsah půdních reakcí nebyl tak široký, jako je nyní. Můžeme tak usuzovat, že na některých lokalitách se pH zvyšuje, na jiných naopak snižuje. Celkový trend vede spíše ke zvyšování pH a ke větší neutralitě půdních reakcí (viz Obrázek 4). Je možné se ovšem setkat i s lokalitami, které jsou mnohem kyselejší, než tomu bylo v minulosti. Nárůst acidity půd způsobuje problémy v mnoha regionech (Navrátil and Navrátilova, 2005; Navrátilova et al., 2017). Proto je snižování kyselosti v této oblasti poměrně vzácným trendem. Nízké pH často způsobuje úbytek druhů (Lucassen et al., 2003). Neutrální půdní reakce na více místech v této oblasti by měla spíše znamenat zvýšení druhové diverzity. K tomu ovšem podle dostupných výsledků nedochází a naopak druhová diverzita klesá (viz Obrázek 1).

Asi nejméně příznivou informací, kterou sada analýz, týkajících se změn abiotických podmínek přinesla, je nárůst živin v půdě (viz Obrázek 4). Je to trend, ke kterému dochází

v celé Evropě a celá řada druhů se s tím není schopná vyrovnat a mizí (Buttler, 1992; Navratil and Navratilova, 2005; Prach, 1993). Podle získaných výsledků je tomu zřejmě podobně i zde. Obsah živin sice neroste příliš dramaticky, ale přesto zde byla prokázána signifikantní závislost. Velké množství živin se dostává do půdy díky zemědělství, spadu z atmosféry nebo díky ponechávání odumřelé biomasy na lokalitě. Asi největším problémem je nadbytek dusíku v půdě, jehož vyšší koncentrace podporují na živiny náročné druhy na úkor ostatních. Účinným nástrojem na jeho odstraňování je pravidelná seč s odvozem posečené biomasy. Podle Švýcarské studie (Buttler, 1992) je kromě klasického letního sečení vhodné zařazení i zimního sekání s odvozem biomasy. V případě luk ve Slavkovském lese je ze sečených lokalit biomasa odstraňována, ale na lokalitách, které leží ladem, pochopitelně zůstává a rozkládá se. To by mohlo vést k dalšímu druhovému ochuzení lokalit, ležících ladem.

Zvyšování počtu druhů, které jsou tolerantnější k vyšší aciditě a vyššímu obsahu živin způsobuje velké změny v celých společenstvech (Navratil and Navratilova, 2005). Společenstva se pak stávají vyrovnanější, tedy vzájemně podobnější. Je to patrné i z výsledků této práce. V rámci snímků stoupá vyrovnanost mezi pokryvnostmi druhů. Z toho je možné usuzovat, že ve studovaných společenstvech ubylo vzácných druhů a naopak přibylo druhů běžných.

4.4 Souvisí změny druhového složení s některými vlastnostmi druhů?

Spolu s vývojem stanoviště se mění i druhové složení. Mnohé výzkumy naznačují, že změny druhového složení mohou souviset i s některými konkrétními vlastnostmi oněch druhů (Becker et al., 2017; Janecek et al., 2013). Na tuto problematiku se zaměřila i část této práce a skutečně se v několika případech podařilo najít průkazné závislosti.

Jak již bylo zmíněno, na některých lokalitách nyní převažují celkově vyšší druhy. Je to dáno například absencí managementu nebo nadbytkem živin. Mohutnější a vyšší druhy potom často mohou přerůst druhy nižšího vzrůstu, kterým takové podmínky nemusí vyhovovat. Nižší druhy potom mohou z lokality zcela vymizet, protože nejsou schopné s vyššími druhy kompetovat o světlo (Janecek et al., 2013). Příkladem rostlinného druhu nižšího vzrůstu může být *Viola palustris*. Tento druh byl před deseti lety na vlhkých loukách ve Slavkovském lese hojnější. Podle výsledků má spíše afinitu ke starším a sečeným lokalitám (viz Obrázek 3, Tabulka 7 a Tabulka 9). Je tedy možné usuzovat, že mu vyhovují stanoviště, která jsou pravidelně sečená. Výskytem druhu *Viola palustris* se zabýval i výzkum z Německa (Jensen

and Meyer, 2001). Jejich výsledky naznačují, že je tento druh podporován sečí, jelikož není schopen kompetovat s vyššími druhy o světlo.

Nárůst počtu vysokých a na živiny náročných druhů koreluje například i s výzkumem ze středního Nizozemí (van der Hoek and Sykora, 2006). Tento výzkum se zabýval postupnou přeměnou luk typu *Molinion* na louky svazu *Calthion*. Na těchto loukách se vlivem vysoušení hromadily živiny a začaly zde dominovat vyšší druhy, než tomu bylo v minulosti. Výzkum ze Slavkovského lesa sice průkazné změny vlhkosti zkoumaných luk neprokázal, nicméně nárůst obsahu živin v půdě je v některých místech značný. Proto je možné předpokládat, že se bude objevovat více druhů vyšších, které potřebují úživnější substráty na úkor druhů nižšího vzrůstu, které jsou vázány na oligotrofní či mezotrofní stanoviště. Potvrzuje to i provedený test, který porovnával průměrné výšky nalezených druhů v závislosti na stáří snímků. Je z něj zcela evidentní, že před deseti lety bylo nalezeno mnohem větší množství druhů nižšího vzrůstu než je tomu v současnosti (viz Obrázek 5). Tento nepříznivý trend může vést až ke ztrátě některých druhů. Snížení celkového počtu druhů v závislosti na rozvoji druhů vyššího vzrůstu dokumentuje například výzkum, který dal do souvislosti výšku druhů s nárůstem živin v půdě (Honsova et al., 2007). Další studií, která se zabývala změnami druhového složení v závislosti na jejich výškách, může být výzkum z Železných hor (Janecek et al., 2013). Jejich data poukazují na nárůst počtu vyšších druhů při ukončení seče a zvýšení obsahu živin v půdě. Tento trend je možné pozorovat i z dat ze Slavkovského lesa, i když ne u všech druhů. Zvyšování počtu vyšších druhů na opuštěných loukách je možné pozorovat. Například na starých snímcích ladem bylo více *Caltha palustris*, *Geum rivale* či *Viola palustris* než na nových snímcích ladem, kde přibylo druhů *Scirpus sylvaticus*, *Rumex aquaticus* nebo *Rumex crispus* (viz Obrázek 3, Obrázek 16 a Tabulka 9).

Jinou druhovou vlastností, kterou je možné uvažovat je délka kvetení. Při hledání závislosti délky kvetení na stáří snímků nebyla shledána signifikantní závislost. Tato informace koreluje s výzkumem z Německa, kde se také nepodařilo najít signifikantní závislosti (Kahmen and Poschlod, 2008). Z toho můžeme usuzovat, že druhy, které se na loukách vyskytovaly v minulosti, kvetly zhruba podobně dlouho, jako ty současné. V případě, že se podíváme na problematiku délky kvetení v závislosti na stáří v interakci s použitým managementem, nacházíme již průkaznou závislost. Na starých a sečených snímcích, resp. na nových a opuštěných snímcích je podstatně více druhů, které kvetou 3 nebo především 4 měsíce oproti starým opuštěným nebo novým a sečeným snímkům (viz Obrázek 6). Z toho vyplývá, že se déle kvetoucí druhy v současnosti koncentrují spíše na loukách, ležících ladem. To by mohlo

souviset například s konkurencí daných druhů. Na loukách, které leží ladem, si druhy vzájemně mohou více kompetovat, například o světlo. Takovým druhům se může vyplatit déle kvést a dorůstat větších rozměrů, aby zabránili v růstu ostatním druhům. Korelaci mezi delším vzrůstem a naopak kratší dobou kvetení se podařilo prokázat výzkumu, který byl prováděn na Krivoklátsku (Husakova and Munzbergova, 2016). Tento výzkum také poukazuje na korelaci mezi délkou kvetení a velikostí lokality. Delší doba kvetení u druhů, které se vyskytují spíše na sečených lokalitách, může být adaptací na prováděné disturbance v podobě seče. Pokud by byla u nich délka kvetení příliš krátká, nemusely by být schopny dorůst do potřebných rozměrů, ve kterých jsou schopny kvést po provedené seči. Tím by se mohla výrazně snižovat jejich fitness. Ve Slavkovském lese se ovšem počet druhů, které by se vyskytovaly na sečených lokalitách a kvetly zároveň delší dobu, snížil (viz Obrázek 6).

Kromě délky kvetení je také důležitý jeho začátek. Některé druhy typicky začínají kvést dříve než jiné. Je to dáno především jejich adaptacemi na dané podmínky (Pakeman, 2011). Například kvetou dříve, protože nejsou schopné dorůst takových rozměrů a v pozdějším období jsou přerůstány vyššími druhy. Mnohé druhy, například trávy, jsou schopné se adaptovat například na pravidelnou seč dřívějším kvetením (Martinkova et al., 2002). Závislost začátku kvetení na stáří snímků se na loukách ve Slavkovském lese podařilo prokázat. Podle grafického znázornění (viz Obrázek 7) můžeme zcela jasně definovat změnu, ke které v této oblasti došlo. V nových snímcích zcela chybí druhy, které by kvetly již v dubnu, a přibylo druhů, které začínají kvést v pozdějších měsících. Mohlo by to být způsobeno například snímkováním ve špatné části roku, kdy by jarní druhy již byly dávno odkvetlé a ve snímcích by se je nepodařilo najít. Na to je třeba dávat pozor, protože závislost druhového složení na dni snímkování byla prokázána, takže se prokazatelně mění. Zde bylo ovšem snímkování prováděno ve velmi podobném období, jako v minulosti. Rozdíl by tedy měl být způsoben něčím jiným. Je možné, že skutečně došlo k vymizení nebo alespoň silnému oslabení některých typicky jarních druhů. Hledáním změn v začátku kvetení druhů se zabývala například studie z jihozápadního Německa (Kahmen and Poschlod, 2008). V jejich výzkumu se ovšem signifikantní změny objevit nepodařilo.

Mnoho studií, které se zabývaly změnami druhových vlastností, se soustředilo mimo jiné na změnu specifické listové plochy. V rámci výzkumu na vlhkých loukách ve Slavkovském lese se podařilo prokázat pouze závislost species scores pro den na specifické listové ploše. Z tohoto testu je možné predikovat, že se v rámci sezony mohou měnit průměry SLA u druhů, které je možné v dané části roku na loukách nalézt. To nemusí být překvapující, protože je

pravděpodobné, že druhy, které se vyskytují na loukách na jaře, budou mít jiný průměr SLA než druhy typicky letní. Například výzkum z Itálie prokázal, že rostliny z čeledi *Poaceae*, které kvetou později, mají vyšší průměr SLA než ostatní byliny (Fontana et al., 2017). Závislost stáří snímků na průměru SLA pro dané druhy se na loukách ve Slavkovském lese prokázat nepodařilo. Je možné, že na takto krátkém časovém úseku není možné tyto změny detekovat. Pokud by se podařilo výzkum zopakovat za delší časové období, pak by se mohly jisté změny projevit. Například výzkum, který byl prováděn v lesích, prokázal zvyšování průměru SLA bylinných druhů po čtyřiceti letech (Becker et al., 2017). Tehdy byl nárůst specifické listové plochy dáván do souvislosti se zvyšováním obsahu živin v půdě. Nárůst obsahu živin v půdě se podařilo prokázat i ve Slavkovském lese. Za předpokladu, že se bude obsah živin i nadále zvyšovat, bylo by možné předpokládat, že se bude časem zvyšovat i poměr specifické listové plochy. Neprůkazný výsledek testu závislosti interakce stáří a managementu na průměrech SLA může opět naznačovat, že deset let je příliš krátká doba na pozorování signifikantních změn. K podobným výsledkům dospěl i výzkum, který se zabýval změnami druhových vlastností při aplikaci různých managementových opatření (Kahmen and Poschlod, 2008). Jiných výsledků dosáhl výzkum, který porovnával intenzivně obhospodařované louky s lokalitami, které byly občas paseny (Fontana et al., 2017). V tomto případě se jim podařilo prokázat vyšší průměrné SLA u intenzivně obhospodařovaných luk. Větší specifická listová plocha je pravděpodobně silně korelována s obsahem živin v půdě, protože ony obhospodařované louky byly mimo jiné i silně hnojeny. I tento výzkum tedy naznačuje, že kdyby rostl obsah živin na loukách ve Slavkovském lese, mohla by se i zvyšovat specifická listová plocha druhů, které by se zde vyskytovaly. Signifikantní nárůst průměru SLA se také podařilo prokázat na více disturbovaných stanovištích (Pakeman, 2011). Jako více disturbovaná stanoviště si můžeme představit třeba lokality, které jsou příliš často sečeny. V rámci vlhkých luk ve Slavkovském lese by jistě bylo vhodné, zabývat se i nadále vývojem poměru SLA, protože i tento indikátor může poskytnout důležitou informaci o probíhajících změnách stanovišť.

Mimo popsané změny druhových vlastností by mohlo být vhodné zaměřit se v dalším výzkumu i na další druhové vlastnosti, které by mohly být korelovány se změnou stanovištních podmínek. Mohlo by se jednat například o vytváření a dlouhověkost semenné banky, hmotnost semen, způsob opylování nebo klonalitu (Hemrova and Munzbergova, 2015; Husakova and Munzbergova, 2016). Změny těchto druhových vlastností by mohly rovněž

příspěť k lepšímu pochopení změn, které se na vlhkých loukách ve Slavkovském lese odehrávají.

5 Závěr

V souvislosti s výsledky, které přinesla tato práce, je možné říci, že se druhové složení vlhkých luk ve Slavkovském lese mění. Je možné vymezit druhy, které se zde typicky vyskytovaly v minulosti a v současnosti jsou spíše vzácné a naopak. Celkově přibylo druhů vyšších na úkor druhů nižšího vzrůstu. Zároveň přibylo druhů běžných na úkor druhů vzácných.

Podpořit biodiverzitu by měl správně zvolený management. Sečené louky hostí i v současnosti prokazatelně více druhů než je tomu u luk ležících ladem. Přesto i zde biodiverzita ubývá a druhové složení se mění. Je třeba se soustředit na to proč. Je to pravděpodobně spojeno s některými vlastnostmi stanoviště jako takového. Pravidelná seč sice uchování některých druhů podporuje, přesto však některé změny stanovištního charakteru, například zvyšování obsahu živin v půdě vedou spíše k úbytku druhů.

Hlavním činitelem, který pravděpodobně ovlivňuje změnu zdejšího druhového složení, je nárůst obsahu živin v půdě. Je to problém, který vede ke ztrátě biodiverzity v celé Evropě a mnohdy je velmi těžké tento trend zvrátit. Mnohé rostlinné druhy vyžadují nízký obsah živin v půdě, a jakmile dojde z jakéhokoli důvodu k jeho zvýšení, dochází k jejich extinkci.

Změny druhového složení souvisí i s některými převládajícími vlastnostmi druhů, které se na vlhkých loukách ve Slavkovském lese vyskytují. Před deseti lety se zde vyskytovaly druhy, které byly celkově nižší, než je tomu u druhů současných. Mnohé druhy nízkého vzrůstu ze sledovaných luk ubývají a naopak některé vyšší druhy na loukách přibývají. Nárůst počtu vyšších druhů vede k vyšší kompetici o světlo, ve které nemají nízké druhy příliš velkou šanci na přežití. Nárůst počtu vyšších druhů pravděpodobně souvisí s vyšším obsahem živin v půdě. Také se podařilo prokázat, že ubylo dříve kvetoucích druhů a přibyly druhy, které začínají kvést později, což také může signalizovat změny v lokalitě jako takové.

Otázkou je, jak k vlhkým loukám ve Slavkovském lese nadále přistupovat. Bylo by vhodné pokračovat v pravidelné seči s důsledným odvozem posečené biomasy, aby nedocházelo k obohacování půdy o živiny. Na některých vhodných lokalitách by bylo možné vyzkoušet efekt pastvy, ideálně v kombinaci se sečí. Dále by mohlo přispět k vyšší biodiverzitě i sekání luk, které dosud leží ladem. S tím souvisí i důležitost pravidelného monitoringu oněch lokalit. Velkou výhodou je existence trvalých ploch, které je možné využívat i nadále. Velmi cenné informace o změnách, ke kterým dochází, by přineslo pravidelné snímkování na těchto výzkumných plochách, alespoň každých deset let. V případě, že by se podařilo nashromáždit

data z delší časové škály, mohli bychom lépe interpretovat změny, ke kterým zde dochází a přispět tak k lepší ochraně vzácných stanovišť. Z dosud provedeného výzkumu vyplývá, že by bylo také vhodné zařadit pravidelné měření obsahu živin v půdě nebo půdní reakci.

Správná ochrana vlhkých luk ve Slavkovském lese by měla vést k jejich uchování pro příští generace a zároveň by měla podpořit vývoj druhově bohatých rostlinných společenstev. Vhodný management by mohl zvrátit tendenci k homogenizaci rostlinných společenstev a navrátit diverzitu do krajiny.

6 Přílohy

6.1 Mapa studovaného území

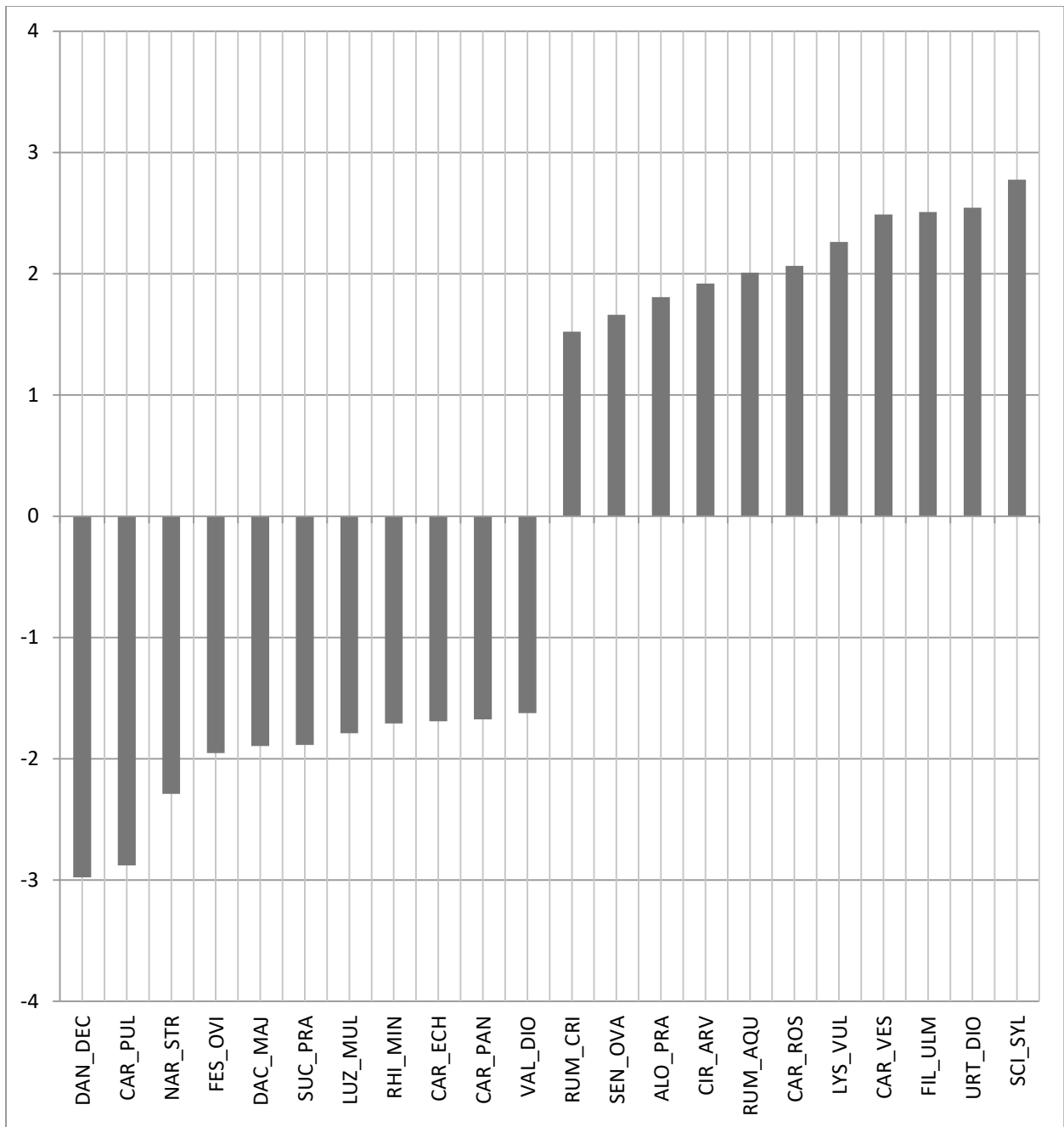


Obrázek 8 Mapa studovaného území s vyznačením devíti snímkových vlhkých luk

Zdroj mapy: <http://geoportal.cuzk.cz/geoprohlizec/>, upraveno

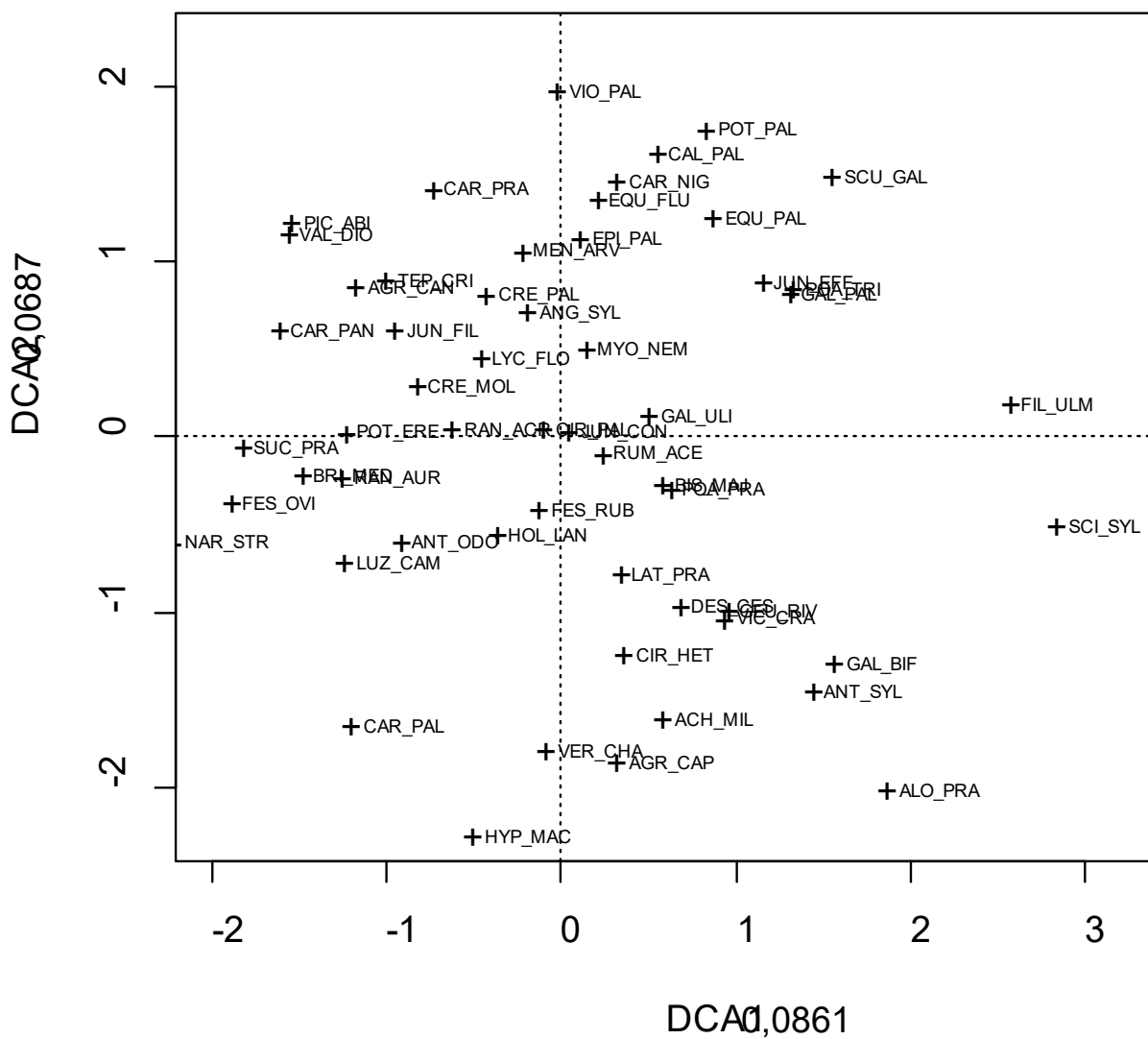
Měřítko mapy 1:28500

6.2 Grafy



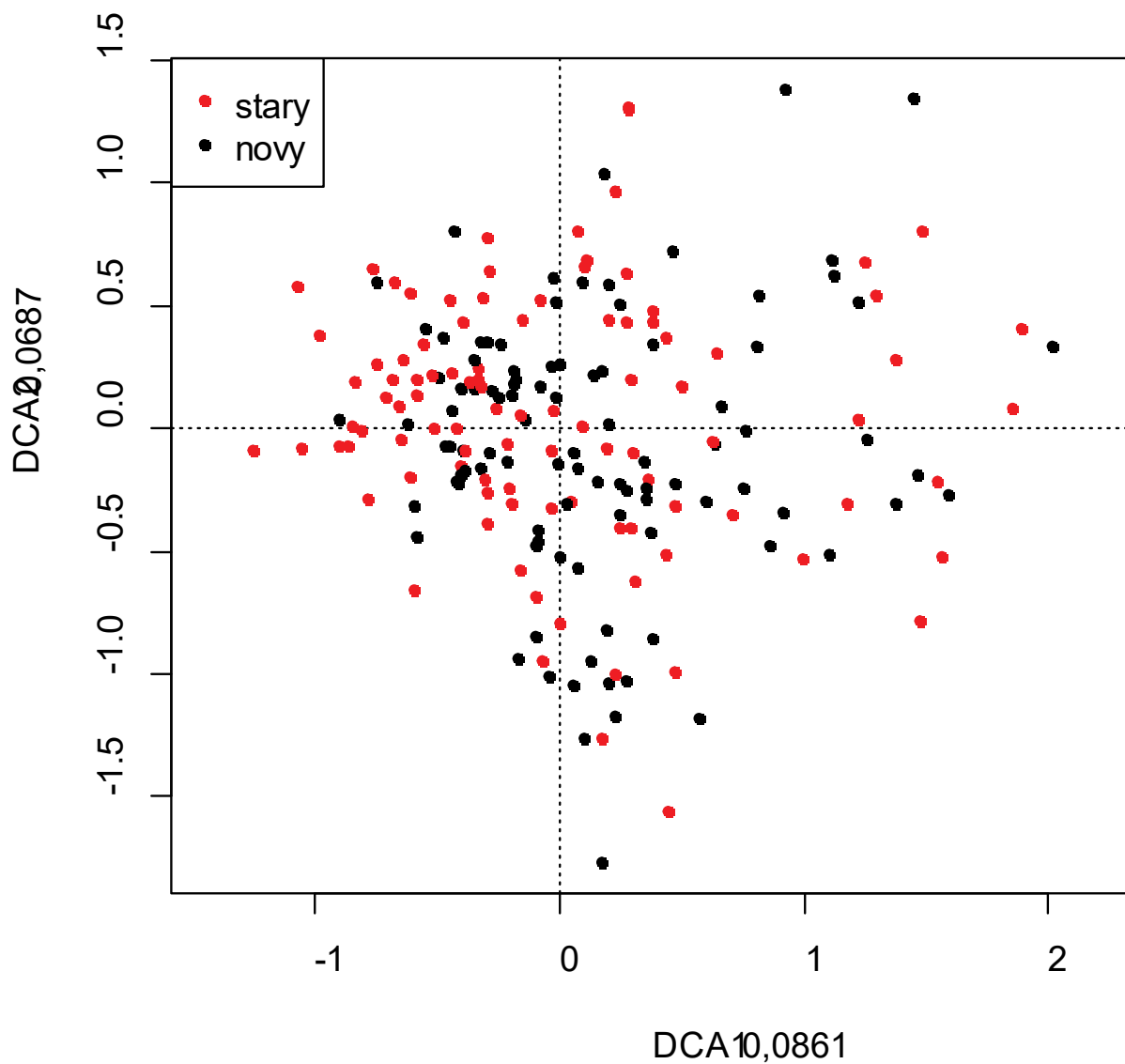
Obrázek 9 DCA: species scores - druhy nejvíce korelované s první ordinační osou

Z grafu vyplývá, že hlavním gradientem v datech je vlhkost – druhy pozitivně korelované s první ordinační osou jsou druhy vlhkomilnější, druhy negativně korelované s první ordinační osou jsou druhy suchomilnější



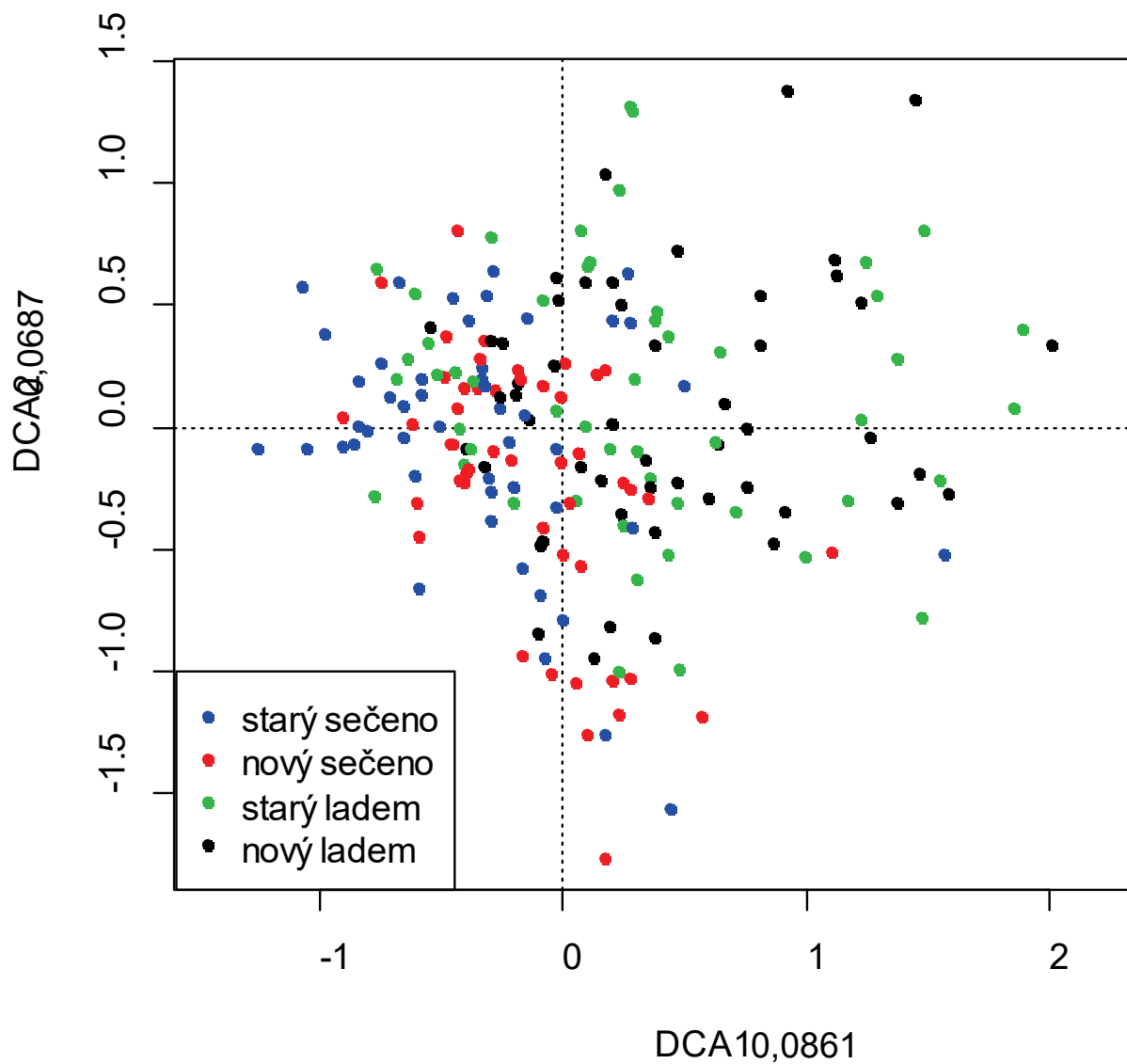
Obrázek 10 DCA: Hlavní gradient ve species scores

První osa vysvětluje 8,6% variability, druhá osa vysvětluje 6,9% variability; pro lepší zobrazení byly do grafu použity pouze druhy, které byly zastoupeny v minimálně 35 záznamech.



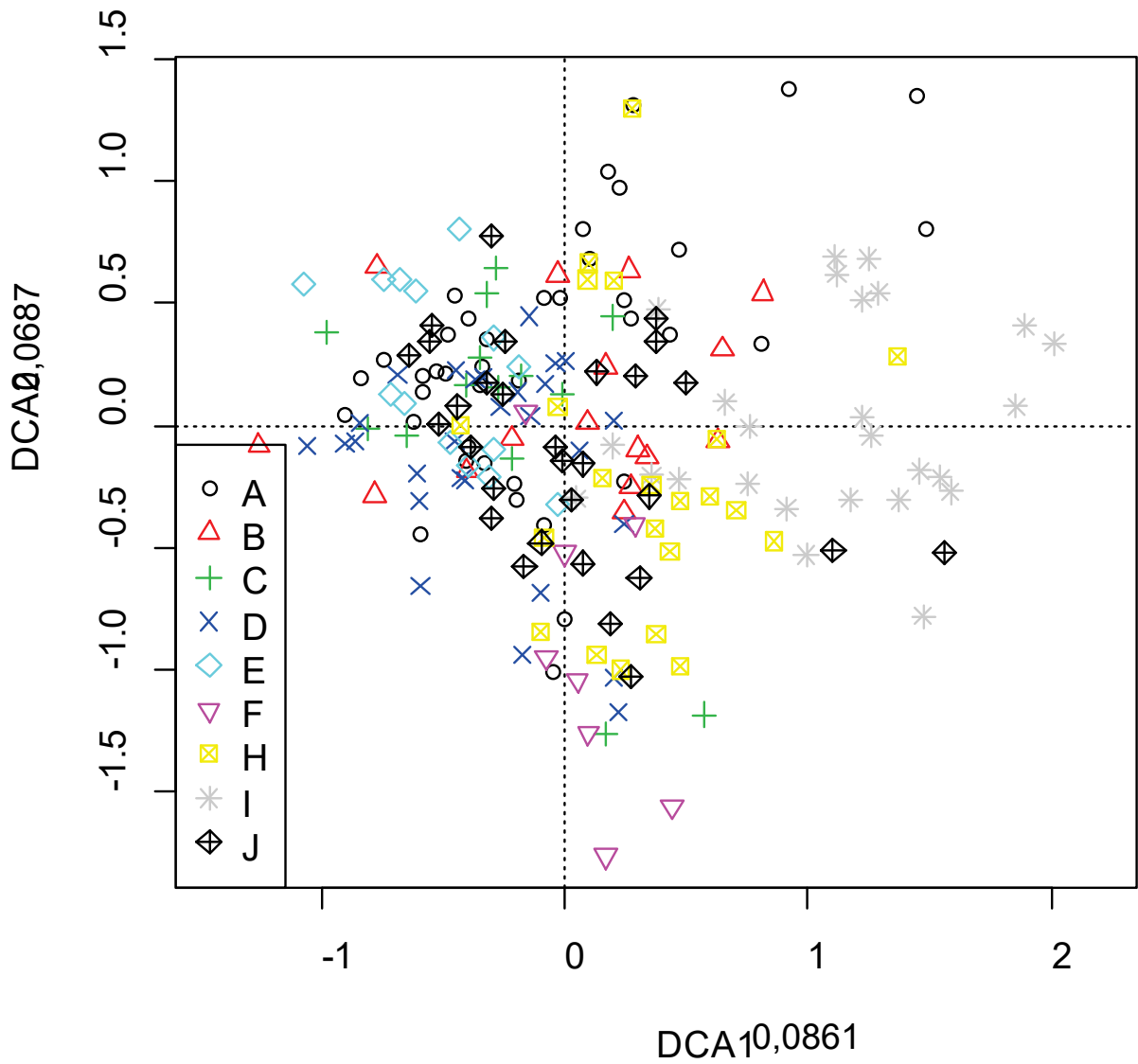
Obrázek 11 DCA: Sample scores, rozdíl mezi starými a novými snímky

První osa vysvětluje 8,6% variability, druhá osa vysvětluje 6,9% variability; z grafu vyplývá, že se staré a nové snímky mohou lišit, ale rozdíl není příliš jednoznačný



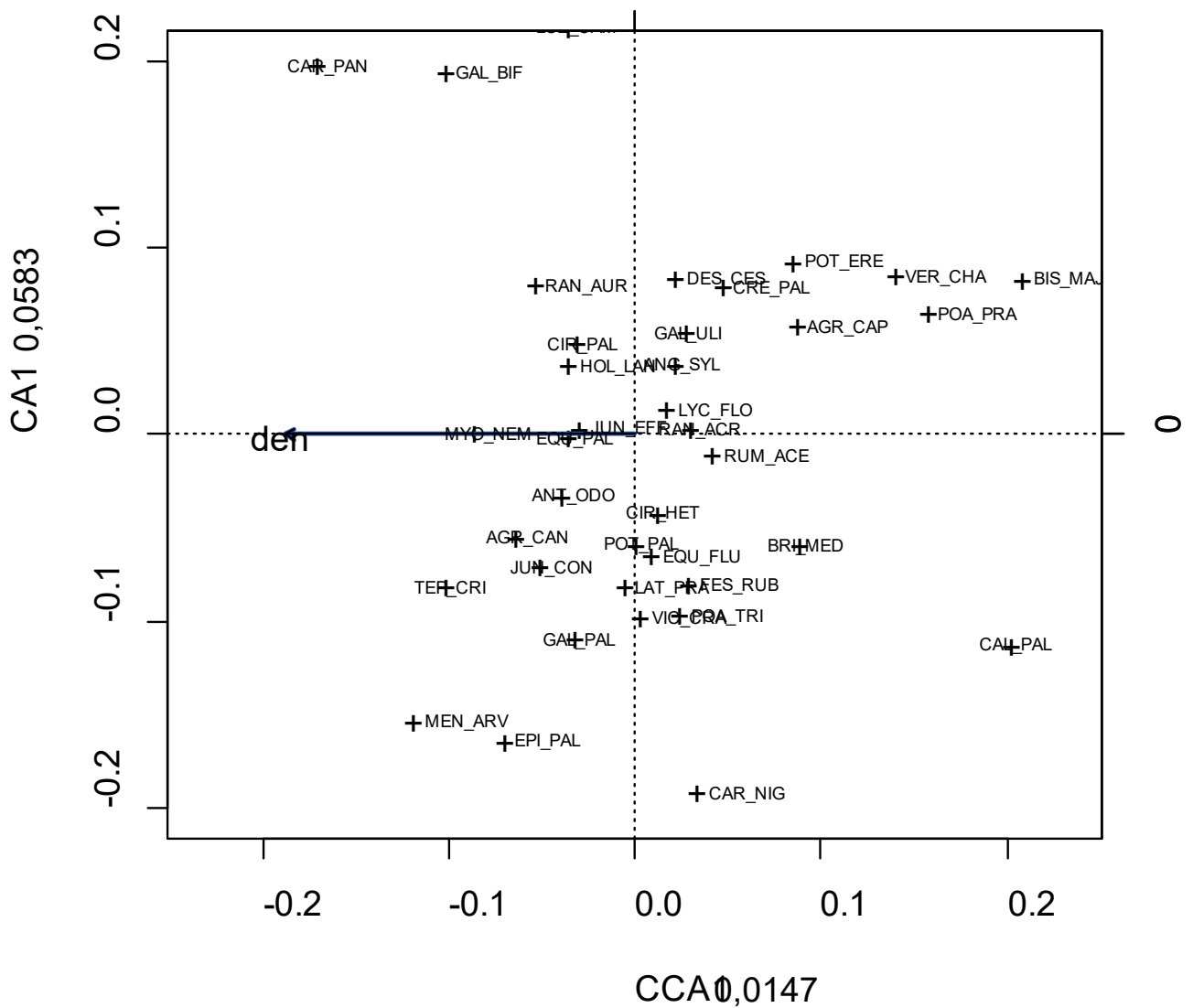
Obrázek 12 DCA: Sample scores, rozdíl mezi starými a novými snímky v interakci s managementem

První osa vysvětluje 8,6% variability, druhá osa vysvětluje 6,9% variability; z grafu vyplývá, že se vzájemně liší od sebe louky, které jsou sečené od luk, které leží ladem



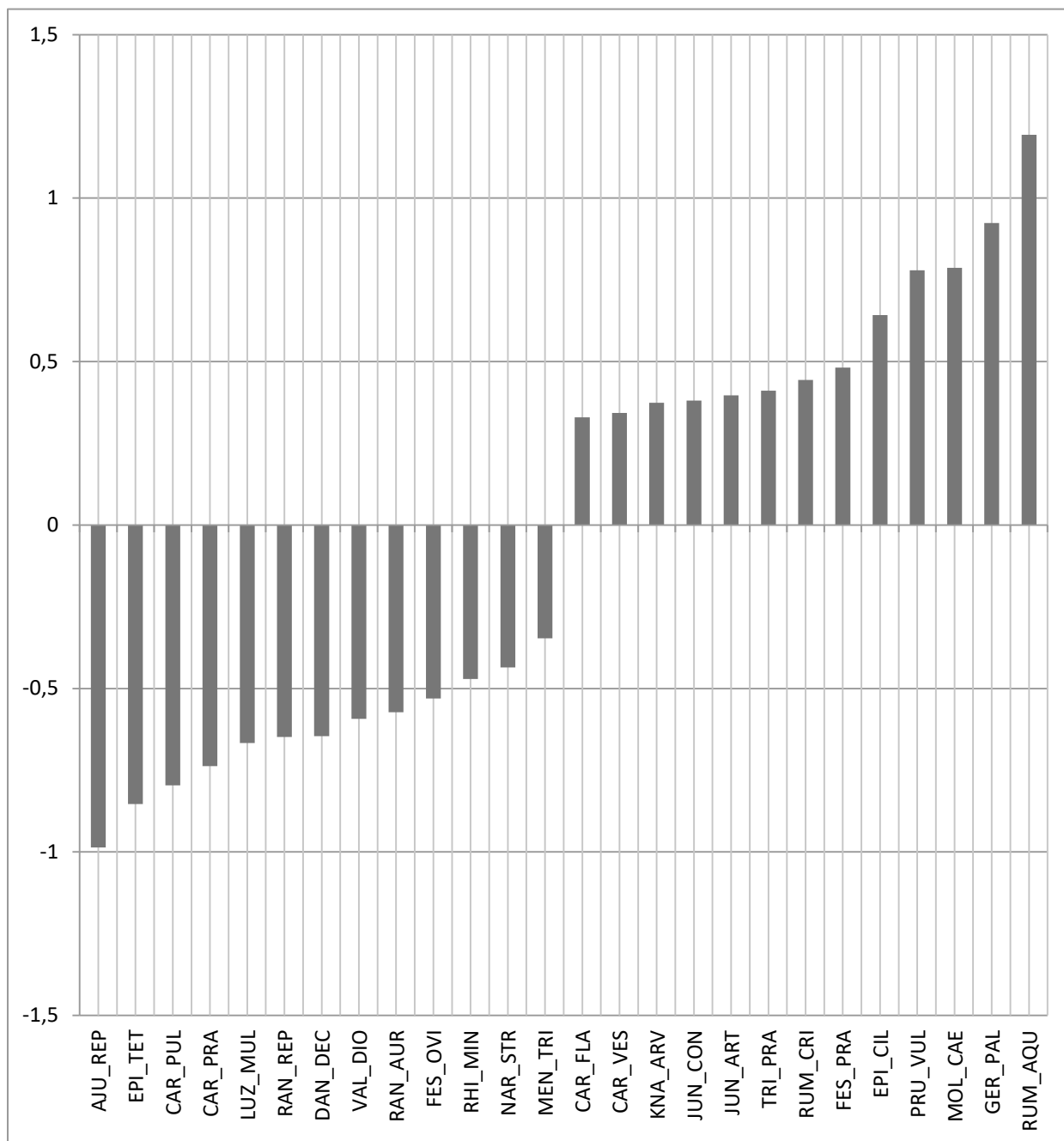
Obrázek 13 DCA: Sample scores, rozdíl mezi jednotlivými loukami a snímky

První osa vysvětluje 8,6% variability, druhá osa vysvětluje 6,9% variability; z grafu vyplývá, že se louky liší mezi sebou a je možné vyčlenit louky sušší a vlhčí na základě hlavního gradientu.



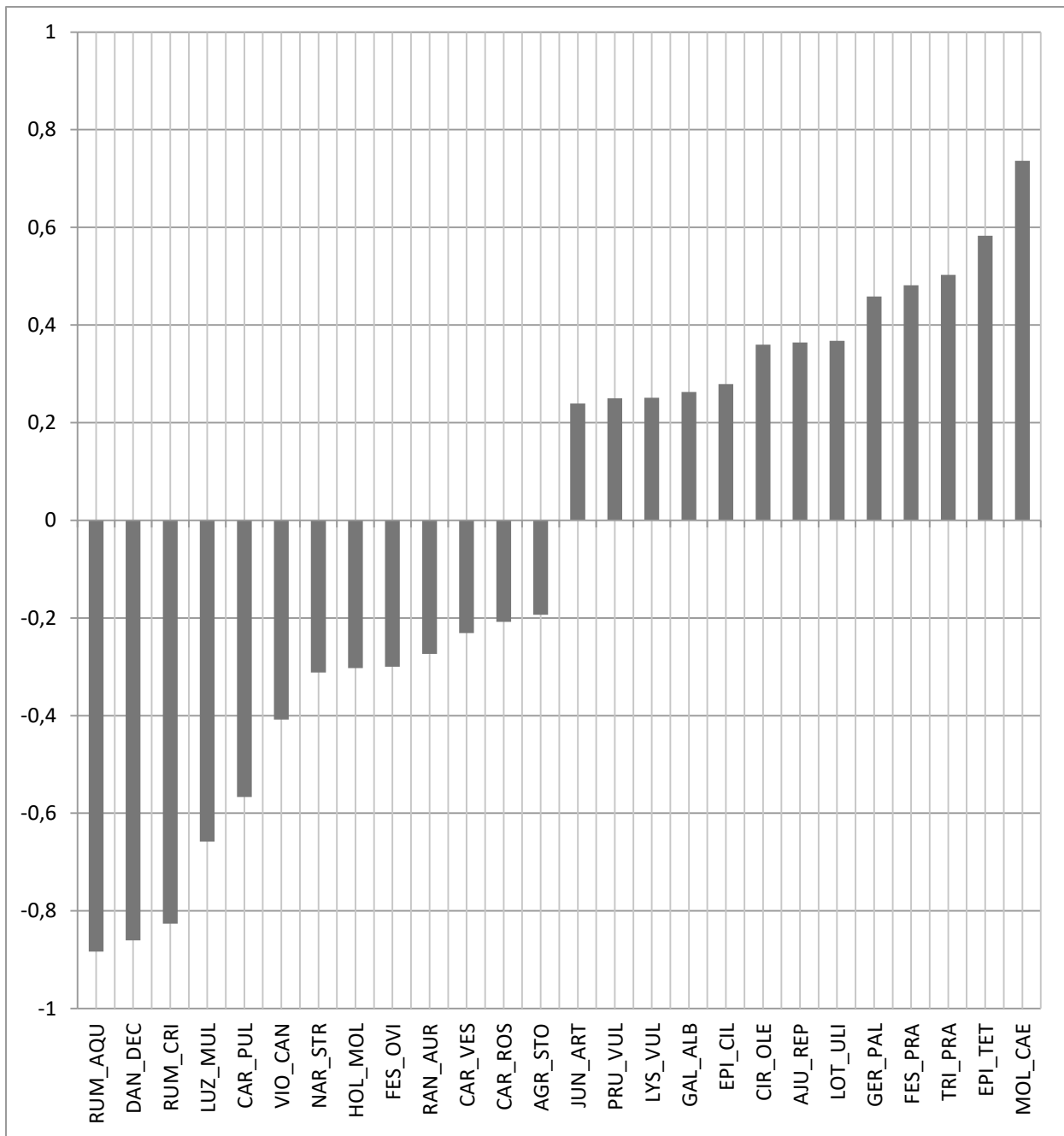
Obrázek 14 CCA: Závislost druhového složení na dni snímkování

První kanonická osa (CCA1) vysvětluje 1,4 % variability, druhá (nekanonická CA1) vysvětluje 5,8% variability. Byla prokázána signifikantní závislost mezi druhovým složením a době snímkování ($p = 0,042$); den snímkování = číslo dne od začátku roku, kdy bylo snímkování provedeno; kód snímku a stáří snímku (starý x nový) byly použity jako kovariáty; pro lepší zobrazení byly do grafu použity pouze druhy, které byly zastoupeny v minimálně 50 záznamech.



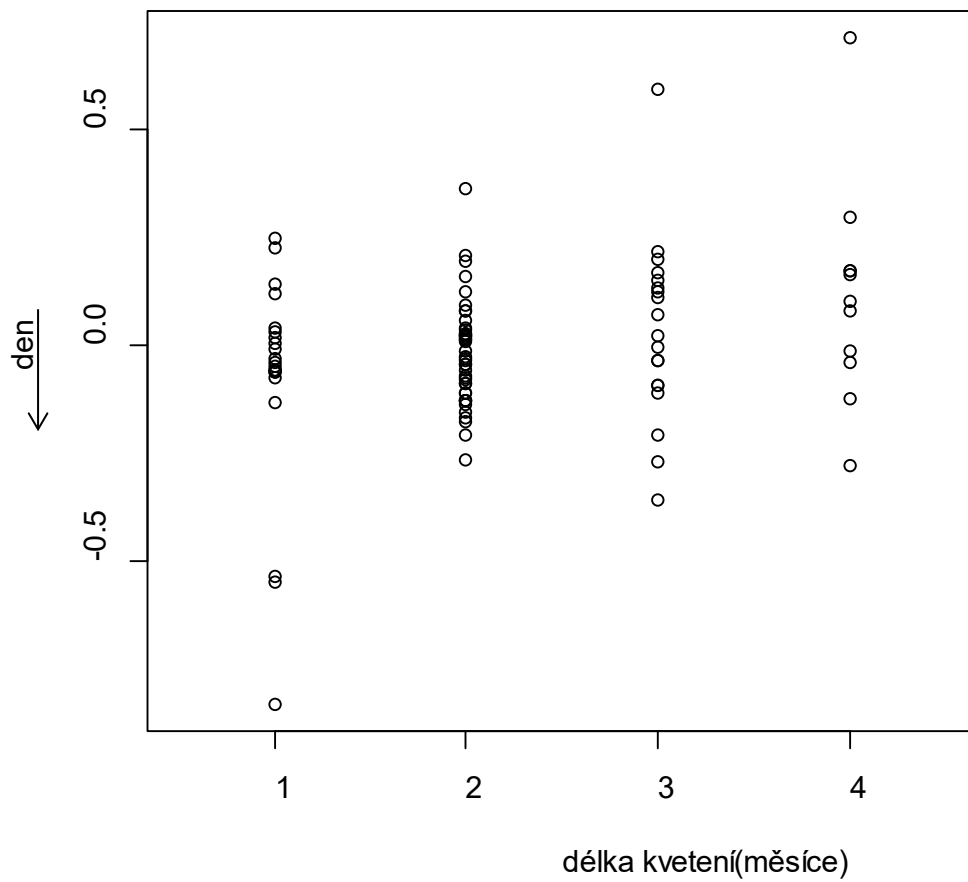
Obrázek 15 CCA: species scores z analýzy závislosti druhového složení na stáří snímku

Graf popisuje druhy nejvíce korelované s první ordinační osou. Záporných hodnot dosahují druhy korelované se starými snímky, kladných hodnot dosahují druhy korelované s novými snímky



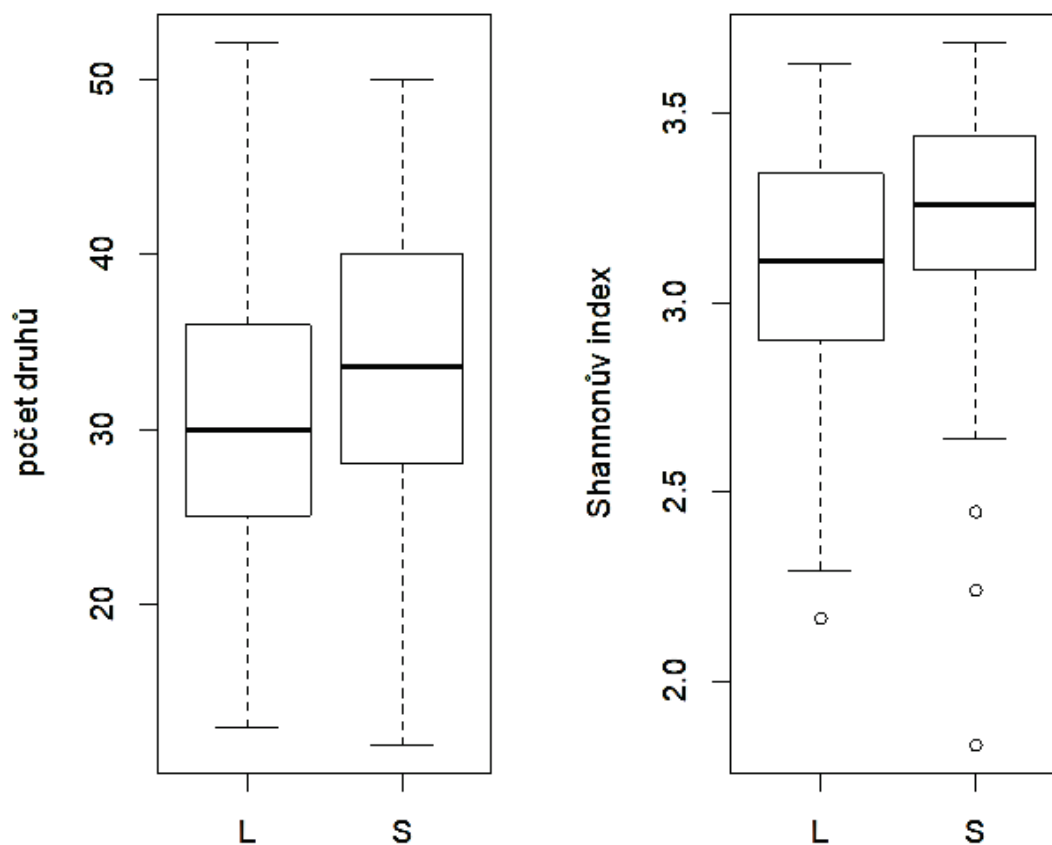
Obrázek 16 CCA: species scores z analýzy závislosti druhového složení na interakci stáří snímku a managementu

Graf popisuje druhy nejvíce korelované s první ordinační osou. Záporných hodnot dosahují druhy korelované se snímky novými a ležícími ladem, resp. starými a sečenými snímky, kladných hodnot dosahují druhy korelované s novými sečenými snímky, resp. starými snímky, ležícími ladem



Obrázek 17 Závislost species scores pro den na délce kvetení

V grafu je afinita k proměnné den snímkování dána zápornými hodnotami species scores. Závislost ukazuje, že doba snímkování může být korelovaná s délkou kvetení druhů, které je možné v tu dobu na lokalitě nalézt.



Obrázek 18 Závislost měr druhové diverzity na managementu

Levý obrázek ukazuje změnu počtu druhů v závislosti na aplikovaném managementu

Pravý obrázek ukazuje změnu v Shannonově indexu diverzity v závislosti na aplikovaném managementu

L = louky ležící ladem

S = louky pravidelně sečené

6.3 Tabulky

Druh	Staré	Nové	Druh	Staré	Nové	Druh	Staré	Nové	Druh	Staré	Nové	Druh	Staré	Nové
ACE_PSE	0,001	0	CAR_VES	0,22	0,63	HOL_LAN	1,071	6,47	POT_ERE	3,262	3,22	VAC_VIT	0,01	0,03
AEG_POD	0,1	0,06	CEN_JAC	0,131	0,01	HOL_MOL	0,2	0,71	POT_PAL	2,901	2,99	VAL_DIO	3,491	0,37
AGR_CAN	1,04	1,25	CER_HOL	0,042	0	HYP_MAC	0,679	1,16	PRU_VUL	0,011	0,63	VAL_EXC	0,091	0,51
AGR_CAP	1,332	2,23	CIR_ARV	0,202	0,311	CHA_HIR	0,01	0,03	RAN_ACR	1,034	1,43	VER_BEC	0,001	0,01
AGR_STO	1,31	0,29	CIR_HET	5,104	4,391	JUN_ART	0,192	0,71	RAN_AUR	0,536	0,08	VER_CHA	0,645	0,71
ACH_MIL	0,203	0,201	CIR_OLE	0,21	0,79	JUN_BUL	0,01	0	RAN_FLA	0,011	0,3	VER_OFF	0,02	0,04
ACH_PTA	0,02	0	CIR_PAL	2,543	5,37	JUN_CON	0,482	3,02	RAN_NEM	0,04	0	VER_SCU	0,03	0,01
AJU_REP	0,066	0	CRE_MOL	0,203	0,15	JUN_EFF	0,855	1,16	RAN_REP	0,572	0,02	VER_SER	0,01	0,02
ALC_VUL	0,364	0,38	CRE_PAL	0,652	0,98	JUN_FIL	0,571	0,24	RAN_LAN	0,001	0	VIC_CRA	0,393	0,422
ALN_GLU	0	0,001	DAC_GLO	0,031	0,09	KNA_ARV	0,041	0,13	RHI_MIN	0,081	0,021	VIC_HIR	0,1	0
ALO_PRA	0,622	0,68	DAC_MAJ	0,058	0,041	LAT_PRA	1,245	0,69	ROS_CAN	0,52	0	VIC_SEP	0,01	0
ANE_NEM	0,02	0	DAN_DEC	0,112	0	LEO_HIS	0,011	0	RUB_IDA	0,021	0,01	VIO_CAN	0,03	0,05
ANG_SYL	7,89	3,43	DES_CES	14,7	15,16	LEU_IRC	0,022	0,04	RUM_ACE	0,826	0,58	VIO_PAL	0,925	0,13
ANT_ODO	0,744	2,19	DIA_SYL	0,02	0	LIN_VUL	0,01	0,011	RUM_AQU	0,041	0,532			
ANT_SYL	0,24	0,56	DRY_CAR	0,01	0	LIN_CAT	0,011	0	RUM_CRI	0,011	0,11			
ARN_MON	0,001	0,02	ELY_REP	0,041	0,03	LOT_COR	0,561	0,01	SAL_AUR	0,142	0,01			
ARR_ELA	0,041	0,22	EPI_ANG	0,228	0,11	LOT_ULI	0,34	0,4	SAL_CIN	0,031	0,195			
AVE_FLE	0,12	0,03	EPI_CIL	0,03	0,21	LUP_POL	0,001	0	SAL_REP	0,01	0			
AVE_PUB	0,011	0,02	EPI_PAL	0,913	0,431	LUZ_CAM	0,442	0,49	SAL_ROS	0,43	0,05			
BEL_PER	0,001	0	EPI_TET	0,081	0	LUZ_MUL	0,082	0,02	SAL_SP	0,011	0			
BET_PEN	0,012	0,073	EPI_PAL	0	0,01	LYC_EUR	0,01	0	SAN_OFF	0,35	0,7			
BIS_MAJ	1,8	1,65	EQU_ARV	0,123	0,07	LYC_FLO	0,445	0,32	SCI_SYL	1,68	4,64			
BRI_MED	0,713	2,7	EQU_FLU	0,581	1,581	LYS_VUL	0,912	0,33	SCO_HUM	0,05	0			
CAL_VUL	0,05	0	EQU_PAL	4,522	3,04	MAI_BIF	0,01	0	SCU_GAL	0,182	0,19			
CAL_PAL	1,709	0,74	EQU_PRA	0	0,14	MEN_ARV	0,472	0,76	SEN_OVA	0,127	0,151			
CAM_PAT	0	0,02	EQU_SYL	0,222	0,14	MEN_TRI	0,76	0,36	SOR_AUC	0,002	0,001			
CAM_ROT	0,011	0,03	ERI_ANG	0,423	0,111	MOL_CAE	0,01	0,43	STA_SYL	0,01	0			
CAR_PRA	0,232	0,03	ERI_LAT	0,01	0	MYO_NEM	0,451	1,322	STE_ALS	0,01	0,02			
CAR_BRI	0,01	0	ERI_VAG	0,1	0	NAR_STR	4,193	0,57	STE_GRA	0,113	0,29			
CAR_CAN	0,091	0	FES_OVI	3,83	0,78	OXY_PAL	0,03	0,01	STE_NEM	0,01	0			
CAR_DAV	0,12	0,04	FES_PRA	0,29	1,62	PAR_PAL	0,032	0,011	SUC_PRA	2,982	1,01			
CAR_DEM	0,03	0	FES_RUB	5,04	7,9	PER_AMP	0,11	0	TAN_VUL	0,011	0,021			
CAR_DIA	0,13	0,02	FIL_ULM	8,694	5,7	PHA_ARU	0,02	0,5	TAR_SEC	0,053	0,01			
CAR_DIS	0,01	0	FRA_ALN	0,01	0,002	PHL_PRA	0,14	0,16	TEP_CRI	0,42	0,79			
CAR_ECH	0,271	0,39	GAL_BIF	0,307	0,3	PIC_ABI	0,189	0,061	THY_PUL	0,01	0			
CAR_FLA	0,044	0,11	GAL_ALB	0,443	1,14	PIM_SAX	0,012	0,01	TRI_HYB	0	0,13			
CAR_HIR	0,041	0,05	GAL_APA	0,031	0,04	PIN_VUL	0,1	0	TRI_MED	0,001	0,11			
CAR_NIG	7,402	2,74	GAL_PAL	0,766	0,78	PIN_SYL	0,001	0	TRI_PRA	0,032	0,12			
CAR_OVA	0,108	0,21	GAL_PUM	0,09	0,01	PLA_LAN	0,001	0	TRI_REP	0,051	0,03			
CAR_PAL	0,14	0,23	GAL_SAX	0,07	0,01	PLA_ULI	0,01	0	TRI_SPA	0,051	0,2			
CAR_PAN	5,692	1,44	GAL_ULI	1,73	3,42	POA_PAL	0,01	0	TRI_PAL	0,03	0			
CAR_PAN	0,02	0	GER_PAL	0	0,89	POA_PRA	0,638	0,96	TRO_ALT	0,052	0,021			
CAR_PIL	0,042	0,01	GEU_RIV	0,913	0,45	POA_TRI	0,781	0,53	TUS_FAR	0,031	0,01			
CAR_PUL	0,194	0	HER_MAN	0,011	0,01	POL_VUL	0,001	0,01	URT_DIO	0,282	0,121			
CAR_ROS	1,084	1,16	HER_SPH	0,04	0,031	POP_TRE	0,01	0	VAC_MYR	0,01	0			
CAR_UMB	0,041	0	HIE_SP	0	0,03	POT_ANS	0	0,03	VAC_ULI	0,76	0,22			

Tabulka 7 Změny pokryvností druhů

Čísla v tabulce jsou součty pokryvností daného druhu ve všech starých resp. v nových snímcích. Z tabulky je možné sledovat, které druhy spíše ubývají (červeně) a které druhy spíše přibývají (zeleně).

Druh	Species scores	Druh	Species scores
AJU_REP	-0,9858	VIC_CRA	0,0037
CAR_PRA	-0,7375	ALO_PRA	0,0091
LUZ_MUL	-0,6666	AGR_CAP	0,0161
RAN_REP	-0,6483	CRE_PAL	0,0208
VAL_DIO	-0,5925	DES_CES	0,0212
RAN_AUR	-0,5725	POA_PRA	0,0237
FES_OVI	-0,5301	JUN_EFF	0,0361
RHI_MIN	-0,4709	HOL_MOL	0,0462
NAR_STR	-0,4353	CAR_ECH	0,0464
MEN_TRI	-0,3462	CAR_PAL	0,0487
ERI_ANG	-0,3165	POT_PAL	0,0527
DAC_MAJ	-0,3126	LUZ_CAM	0,0544
CAR_PAN	-0,3002	RAN_ACR	0,0730
AGR_STO	-0,2430	FIL_ULM	0,0753
EPI_ANG	-0,2423	MEN_ARV	0,0810
EPI_PAL	-0,2383	FES_RUB	0,0910
SUC_PRA	-0,2370	GAL_ULI	0,1036
VIO_PAL	-0,2335	HYP_MAC	0,1124
CAR_NIG	-0,2024	GAL_PAL	0,1389
ANG_SYL	-0,1968	TEP_CRI	0,1524
JUN_FIL	-0,1907	GAL_ALB	0,1595
LYS_VUL	-0,1753	CAR_OVA	0,1697
LYC_FLO	-0,1696	ANT_ODO	0,1796
CRE_MOL	-0,1618	CIR_PAL	0,1819
CAL_PAL	-0,1607	SCI_SYL	0,1921
CAR_ROS	-0,1540	CIR_OLE	0,1974
POA_TRI	-0,1379	VAL_EXC	0,1974
RUM_ACE	-0,1376	STE_GRA	0,2050
GAL_BIF	-0,1025	MYO_NEM	0,2200
GEU_RIV	-0,0765	CIR_ARV	0,2258
VIO_CAN	-0,0688	BRI_MED	0,2405
BIS_MAJ	-0,0668	LOT_ULI	0,2567
URT_DIO	-0,0602	ANT_SYL	0,3021
VER_CHA	-0,0549	HOL_LAN	0,3059
LAT_PRA	-0,0512	TRI_SPA	0,3286
SCU_GAL	-0,0401	CAR_FLA	0,3295
ALC_VUL	-0,0365	CAR_VES	0,3429
POT_ERE	-0,0339	KNA_ARV	0,3742
SEN_OVA	-0,0300	JUN_CON	0,3804
AGR_CAN	-0,0211	JUN_ART	0,3968
ACH_MIL	-0,0196	TRI_PRA	0,4110
PHL_PRA	-0,0152	RUM_CRI	0,4441
CIR_HET	-0,0096	FES_PRA	0,4814
SAN_OFF	-0,0036	PRU_VUL	0,7792
		MOL_CAE	0,7863
		GER_PAL	0,9242
		RUM_AQU	1,1936

Tabulka 8 Hodnoty species scores z analýzy závislosti druhového složení na stáří snímků

Záporná hodnota species scores (levá část tabulky) vyjadřuje afinitu druhů ke starým snímkům, kladná hodnota vyjadřuje afinitu k novým snímkům (pravá část tabulky).

Druh	Species scores	Druh	Species scores
RUM_AQU	-0,8836	RHI_MIN	0,0008
RUM_CRI	-0,8262	VIC_CRA	0,0027
LUZ_MUL	-0,6579	SCU_GAL	0,0063
VIO_CAN	-0,4082	RUM_ACE	0,0158
NAR_STR	-0,3116	JUN_FIL	0,0169
HOL_MOL	-0,3027	GAL_PAL	0,0189
FES_OVI	-0,2997	LUZ_CAM	0,0452
RAN_AUR	-0,2736	ANG_SYL	0,0470
CAR_VES	-0,2312	CIR_PAL	0,0483
CAR_ROS	-0,2081	FES_RUB	0,0489
AGR_STO	-0,1936	SAN_OFF	0,0493
SUC_PRA	-0,1807	GAL_BIF	0,0527
CAR_PAN	-0,1733	FIL_ULM	0,0556
VAL_EXC	-0,1613	DES_CES	0,0696
ALC_VUL	-0,1586	TEP_CRI	0,0701
EPI_ANG	-0,1549	STE_GRA	0,0723
SCI_SYL	-0,1524	CAR_ECH	0,0797
VAL_DIO	-0,1512	PHL_PRA	0,0810
POA_TRI	-0,1271	KNA_ARV	0,0955
MYO_NEM	-0,1240	HOL_LAN	0,1102
LAT_PRA	-0,1022	GEU_RIV	0,1131
CIR_HET	-0,0951	ALO_PRA	0,1144
DAC_MAJ	-0,0931	AGR_CAN	0,1210
RAN_REP	-0,0904	VIO_PAL	0,1234
MEN_ARV	-0,0834	VER_CHA	0,1321
CRE_PAL	-0,0741	CAR_PAL	0,1364
RAN_ACR	-0,0723	CAL_PAL	0,1464
CAR_OVA	-0,0711	CAR_FLA	0,1482
AGR_CAP	-0,0673	MEN_TRI	0,1497
GAL_ULI	-0,0533	HYP_MAC	0,1528
POT_PAL	-0,0514	CRE_MOL	0,1592
JUN_CON	-0,0479	SEN_OVA	0,1995
ANT_SYL	-0,0399	BRI_MED	0,2070
JUN_EFF	-0,0380	TRI_SPA	0,2119
URT_DIO	-0,0351	CIR_ARV	0,2128
EPI_PAL	-0,0343	ANT_ODO	0,2245
POA_PRA	-0,0300	JUN_ART	0,2391
ERI_ANG	-0,0290	PRU_VUL	0,2500
CAR_NIG	-0,0210	LYS_VUL	0,2510
ACH_MIL	-0,0183	GAL_ALB	0,2628
LYC_FLO	-0,0157	CIR_OLE	0,3595
POT_ERE	-0,0095	AJU_REP	0,3644
CAR_PRA	-0,0065	LOT_ULI	0,3678
BIS_MAJ	-0,0036	GER_PAL	0,4581
		FES_PRA	0,4812
		TRI_PRA	0,5024
		MOL_CAE	0,7365

Tabulka 9 Hodnoty species scores z analýzy závislosti druhového složení na interakci stáří snímků a managementu

Záporná hodnota species scores (levá část tabulky) vyjadřuje afinitu druhů ke snímkům novým a ležícím ladem, resp. Starým a sečeným, kladná hodnota vyjadřuje afinitu k novým a sečeným snímkům, resp. starým a ležícím ladem (pravá část tabulky).

6.4 Přehled použitých druhových zkratk

ACE_PSE	<i>Acer pseudoplatanus</i> juv.	DIA_SYL	<i>Dianthus sylvaticus</i>
AEG_POD	<i>Aegopodium podagraria</i>	DRY_CAR	<i>Dryopteris carthusiana</i>
AGR_CAN	<i>Agrostis canina</i>	ELY_REP	<i>Elytrigia repens</i>
AGR_CAP	<i>Agrostis capillaris</i>	EPI_ANG	<i>Epilobium angustifolium</i>
AGR_STO	<i>Agrostis stolonifera</i>	EPI_CIL	<i>Epilobium ciliatum</i>
ACH_MIL	<i>Achillea millefolium</i>	EPI_PAL	<i>Epilobium palustre</i>
ACH_PTA	<i>Achillea ptarmica</i>	EPI_TET	<i>Epilobium tetragonum</i>
AJU_REP	<i>Ajuga reptans</i>	EPI_PAL	<i>Epipactis palustris</i>
ALC_VUL	<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	EQU_ARV	<i>Equisetum arvense</i>
ALN_GLU	<i>Alnus glutinosa</i> juv.	EQU_FLU	<i>Equisetum fluviatile</i>
ALO_PRA	<i>Alopecurus pratensis</i>	EQU_PAL	<i>Equisetum palustre</i>
ANE_NEM	<i>Anemone nemorosa</i>	EQU_PRA	<i>Equisetum pratense</i>
ANG_SYL	<i>Angelica sylvestris</i>	EQU_SYL	<i>Equisetum sylvaticum</i>
ANT_ODO	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	ERI_ANG	<i>Eriophorum angustifolium</i>
ANT_SYL	<i>Anthriscus sylvestris</i>	ERI_LAT	<i>Eriophorum latifolium</i>
ARN_MON	<i>Arnica montana</i>	ERI_VAG	<i>Eriophorum vaginatum</i>
ARR_ELA	<i>Arrhenatherum elatius</i>	FES_OVI	<i>Festuca ovina</i>
AVE_FLE	<i>Avenella flexuosa</i>	FES_PRA	<i>Festuca pratensis</i>
AVE_PUB	<i>Avenula pubescens</i>	FES_RUB	<i>Festuca rubra</i>
BEL_PER	<i>Bellis perennis</i>	FIL_ULM	<i>Filipendula ulmaria</i>
BET_PEN	<i>Betula pendula</i> juv.	FRA_ALN	<i>Frangula alnus</i>
BIS_MAJ	<i>Bistorta major</i>	GAL_BIF	<i>Galeopsis bifida</i>
BRI_MED	<i>Briza media</i>	GAL_ALB	<i>Galium album</i>
CAL_VUL	<i>Calluna vulgaris</i>	GAL_APA	<i>Galium aparine</i>
CAL_PAL	<i>Caltha palustris</i>	GAL_PAL	<i>Galium palustre</i>
CAM_PAT	<i>Campanula patula</i>	GAL_PUM	<i>Galium pumilum</i>
CAM_ROT	<i>Campanula rotundifolia</i>	GAL_SAX	<i>Galium saxatile</i>
CAR_PRA	<i>Cardamine pratensis</i>	GAL_ULI	<i>Galium uliginosum</i>
CAR_BRI	<i>Carex brizoides</i>	GER_PAL	<i>Geranium palustre</i>
CAR_CAN	<i>Carex canescens</i>	GEU_RIV	<i>Geum rivale</i>
CAR_DAV	<i>Carex davalliana</i>	HER_MAN	<i>Heracleum mantegazzianum</i>
CAR_DEM	<i>Carex demissa</i>	HER_SPH	<i>Heracleum sphondylium</i>
CAR_DIA	<i>Carex diandra</i>	HIE_SP.	<i>Hieracium</i> sp.
CAR_DIS	<i>Carex disticha</i>	HOL_LAN	<i>Holcus lanatus</i>
CAR_ECH	<i>Carex echinata</i>	HOL_MOL	<i>Holcus mollis</i>
CAR_FLA	<i>Carex flava</i>	HYP_MAC	<i>Hypericum maculatum</i>
CAR_HIR	<i>Carex hirta</i>	CHA_HIR	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>
CAR_NIG	<i>Carex nigra</i>	JUN_ART	<i>Juncus articulatus</i>
CAR_OVA	<i>Carex ovalis</i>	JUN_BUL	<i>Juncus bulbosus</i>
CAR_PAL	<i>Carex pallescens</i>	JUN_CON	<i>Juncus conglomeratus</i>
CAR_PAN	<i>Carex panicea</i>	JUN_EFF	<i>Juncus effusus</i>
CAR_PIL	<i>Carex pilulifera</i>	JUN_FIL	<i>Juncus filiformis</i>
CAR_PUL	<i>Carex pulicaris</i>	KNA_ARV	<i>Knautia arvensis</i>
CAR_ROS	<i>Carex rostrata</i>	LAT_PRA	<i>Lathyrus pratensis</i>
CAR_UMB	<i>Carex umbrosa</i>	LEO_HIS	<i>Leontodon hispidus</i>
CAR_VES	<i>Carex vesicaria</i>	LEU_IRC	<i>Leucanthemum ircutianum</i>
CEN_JAC	<i>Centaurea jacea</i>	LIN_VUL	<i>Linaria vulgaris</i>
CER_HOL	<i>Cerastium holsteoides</i>	LIN_CAT	<i>Linum catharticum</i>
CIR_ARV	<i>Cirsium arvense</i>	LOT_COR	<i>Lotus corniculatus</i>
CIR_HET	<i>Cirsium heterophyllum</i>	LOT_ULI	<i>Lotus uliginosus</i>
CIR_OLE	<i>Cirsium oleraceum</i>	LUP_POL	<i>Lupinus polyphyllus</i>
CIR_PAL	<i>Cirsium palustre</i>	LUZ_CAM	<i>Luzula campestris</i>
CRE_MOL	<i>Crepis mollis</i>	LUZ_MUL	<i>Luzula multiflora</i>
CRE_PAL	<i>Crepis paludosa</i>	LYC_EUR	<i>Lycopus europaeus</i>
DAC_GLO	<i>Dactylis glomerata</i>	LYC_FLO	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
DAC_MAJ	<i>Dactylorhiza majalis</i>	LYS_VUL	<i>Lysimachia vulgaris</i>
DAN_DEC	<i>Danthonia decumbens</i>	MAI_BIF	<i>Maianthemum bifolium</i>
DES_CES	<i>Deschampsia cespitosa</i>	MEN_ARV	<i>Mentha arvensis</i>

MEN_TRI	<i>Menyanthes trifoliata</i>	SAL_SP.	<i>Salix</i> sp. Juv.
MOL_CAE	<i>Molinia caerulea</i>	SAN_OFF	<i>Sanguisorba officinalis</i>
MYO_NEM	<i>Myosotis nemorosa</i>	SCI_SYL	<i>Scirpus sylvaticus</i>
NAR_STR	<i>Nardus stricta</i>	SCO_HUM	<i>Scorzonera humilis</i>
OXY_PAL	<i>Oxycoccus palustris</i>	SCU_GAL	<i>Scutellaria galericulata</i>
PAR_PAL	<i>Parnassia palustris</i>	SEN_OVA	<i>Senecio ovatus</i>
PER_AMP	<i>Persicaria amphibia</i>	SOR_AUC	<i>Sorbus aucuparia</i> juv.
PHA_ARU	<i>Phalaris arundinacea</i>	STA_SYL	<i>Stachys sylvatica</i>
PHL_PRA	<i>Phleum pratense</i>	STE_ALS	<i>Stellaria alsine</i>
PIC_ABI	<i>Picea abies</i> juv.	STE_GRA	<i>Stellaria graminea</i>
PIM_SAX	<i>Pimpinella saxifraga</i>	STE_NEM	<i>Stellaria nemorum</i>
PIN_VUL	<i>Pinguicula vulgaris</i>	SUC_PRA	<i>Succisa pratensis</i>
PIN_SYL	<i>Pinus sylvestris</i> juv.	TAN_VUL	<i>Tanacetum vulgare</i>
PLA_LAN	<i>Plantago lanceolata</i>	TAR_SEC	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>
PLA_ULI	<i>Plantago uliginosa</i>	TEP_CRI	<i>Tephrosieris crispa</i>
POA_PAL	<i>Poa palustris</i>	THY_PUL	<i>Thymus pulegioides</i>
POA_PRA	<i>Poa pratensis</i>	TRI_HYB	<i>Trifolium hybridum</i>
POA_TRI	<i>Poa trivialis</i>	TRI_MED	<i>Trifolium medium</i>
POL_VUL	<i>Polygala vulgaris</i>	TRI_PRA	<i>Trifolium pratense</i>
POP_TRE	<i>Populus tremula</i> juv.	TRI_REP	<i>Trifolium repens</i>
POT_ANS	<i>Potentilla anserina</i>	TRI_SPA	<i>Trifolium spadiceum</i>
POT_ERE	<i>Potentilla erecta</i>	TRI_PAL	<i>Triglochin palustre</i>
POT_PAL	<i>Potentilla palustris</i>	TRO_ALT	<i>Trollius altissimus</i>
PRU_VUL	<i>Prunella vulgaris</i>	TUS_FAR	<i>Tussilago farfara</i>
RAN_ACR	<i>Ranunculus acris</i>	URT_DIO	<i>Urtica dioica</i>
RAN_AUR	<i>Ranunculus auricomus</i>	VAC_MYR	<i>Vaccinium myrtillus</i>
RAN_FLA	<i>Ranunculus flammula</i>	VAC_ULI	<i>Vaccinium uliginosum</i>
RAN_NEM	<i>Ranunculus nemorosus</i>	VAC_VIT	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
RAN_REP	<i>Ranunculus repens</i>	VAL_DIO	<i>Valeriana dioica</i>
RAN_LAN	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	VAL_EXC	<i>Valeriana excelsa</i>
RHI_MIN	<i>Rhinanthus minor</i>	VER_BEC	<i>Veronica beccabunga</i>
ROS_CAN	<i>Rosa canina</i> juv.	VER_CHA	<i>Veronica chamaedrys</i>
RUB_IDA	<i>Rubus idaeus</i>	VER_OFF	<i>Veronica officinalis</i>
RUM_ACE	<i>Rumex acetosa</i>	VER_SCU	<i>Veronica scutellata</i>
RUM_AQU	<i>Rumex aquaticus</i>	VER_SER	<i>Veronica serpyllifolia</i>
RUM_CRI	<i>Rumex crispus</i>	VIC_CRA	<i>Vicia cracca</i>
SAL_AUR	<i>Salix aurita</i> juv.	VIC_HIR	<i>Vicia hirsuta</i>
SAL_CIN	<i>Salix cinerea</i> juv.	VIC_SEP	<i>Vicia sepium</i>
SAL_REP	<i>Salix repens</i>	VIO_CAN	<i>Viola canina</i>
SAL_ROS	<i>Salix rosmarinifolia</i>	VIO_PAL	<i>Viola palustris</i>

7 Citovaná literatura

- Alfonsi, E., M. L. Benot, V. Fievet, and D. Alard, 2017, Addressing species turnover and community changes in vegetation resurvey studies: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 172-182.
- Becker, T., J. Spanka, L. Schroder, and C. Leuschner, 2017, Forty years of vegetation change in former coppice-with-standards woodlands as a result of management change and N deposition: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 304-313.
- Britton, A. J., R. L. Hewison, R. J. Mitchell, and D. Riach, 2017, Pollution and climate change drive long-term change in Scottish wetland vegetation composition: *Biological Conservation*, v. 210, p. 72-79.
- Buttler, A., 1992, Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment: *Vegetatio*, v. 103, p. 113-124.
- Český hydrometeorologický ústav. Historická data počasí – územní teploty. dostupné online z <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty#>; citováno 21. 4. 2018
- Douglas Bates, Martin Maechler, Ben Bolker, Steve Walker, 2015, Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll r., Wirth V., Werner W. et Paulissen D., 1992, Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed. *Scr. Geobotanica* 18: 1-258.
- Fontana, V., M. Kohler, G. Niedrist, M. Bahn, U. Tappeiner, and G. Frenck, 2017, Decomposing the land-use specific response of plant functional traits along environmental gradients: *Science of the Total Environment*, v. 599, p. 750-759.
- Grootjans, A. P., L. F. M. Fresco, C. C. deLeeuw, and P. C. Schipper, 1996, Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows; Some considerations on the community concept: *Journal of Vegetation Science*, v. 7, p. 185-194.
- Gustavsson, E., T. Lennartsson, and M. Emanuelsson, 2007, Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape: *Biological Conservation*, v. 138, p. 47-59.
- Heinrichs, S., and W. Schmidt, 2017, Biotic homogenization of herb layer composition between two contrasting beech forest communities on limestone over 50 years: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 271-281.

- Hejcman, M., P. Hejcmanova, V. Pavlu, and J. Benes, 2013, Origin and history of grasslands in Central Europe - a review: *Grass and Forage Science*, v. 68, p. 345-363.
- Hejný, S. and B. Slavík, 1997, *Květena České republiky 1. 2. vyd.* Praha: Academia, 557 s.
- Hemrova, L., and Z. Munzbergova, 2015, The effects of plant traits on species' responses to present and historical patch configurations and patch age: *Oikos*, v. 124, p. 437-445.
- Herben, T., 1996, Permanent plots as tools for plant community ecology: *Journal of Vegetation Science*, v. 7, p. 195-202.
- Holubičková B., 1959, Příspěvek ke studiu rašeliništní vegetace. I. Mokrý louky u Třeboně (A contribution to the study of moorland vegetation. I. Mokrý louky near Třeboň). *Sborn Vysoké Školy Zeměd V Praze 1959:257–285*
- Honsova, D., M. Hejcman, M. Klaudivsova, V. Pavlu, D. Kocourkova, and J. Hakl, 2007, Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer: *Preslia*, v. 79, p. 245-258.
- Husakova, I., and Z. Munzbergova, 2016, The effect of current and historical landscape structure and species life-history traits on species distribution in dry grassland-like forest openings: *Journal of Vegetation Science*, v. 27, p. 545-556.
- Jarošíková, C. *Vlastnosti rostlin určující druhové složení luk na bývalých polích.* Praha, 2011, Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze. Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Zuzana Münzbergová.
- Janecek, S., F. de Bello, J. Hornik, M. Bartos, T. Cerny, J. Dolezal, M. Dvorsky, K. Fajmon, P. Janeckova, S. Jiraska, O. Mudrak, and J. Klimesova, 2013, Effects of land-use changes on plant functional and taxonomic diversity along a productivity gradient in wet meadows: *Journal of Vegetation Science*, v. 24, p. 898-909.
- Jansen, A. J. M., A. P. Grootjans, and M. H. Jalink, 2000, Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: Prospects for restoration: *Applied Vegetation Science*, v. 3, p. 51-64.
- Jensen, K., and C. Meyer, 2001, Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow: *Plant Ecology*, v. 155, p. 169-181.

- Kahmen, S., and P. Poschlod, 2008, Effects of grassland management on plant functional trait composition: *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 128, p. 137-145.
- Kapfer, J., R. Hedl, G. Jurasinski, M. Kopecky, F. H. Schei, and J. A. Grytnes, 2017, Resurveying historical vegetation data-opportunities and challenges: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 164-171.
- Keith, S. A., A. C. Newton, M. D. Morecroft, C. E. Bealey, and J. M. Bullock, 2009, Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years: *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, v. 276, p. 3539-3544.
- 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.
- Koch, M., B. Schroder, A. Gunther, K. Albrecht, R. Pivarci, and G. Jurasinski, 2017, Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 259-270.
- Kolos, A., and P. Banaszuk, 2013, Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland: *Ecological Engineering*, v. 55, p. 23-28.
- Kolos, A., and P. Prochnicki, 2012, Long-term effects of annual mowing on spatial structure of sedge meadows in vicinity of riparian forests: *Polish Journal of Ecology*, v. 60, p. 107-122.
- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche, E. Bergmeier, and C. Leuschner, 2011, Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s: *Biodiversity and Conservation*, v. 20, p. 2347-2364.
- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche, and C. Leuschner, 2015, Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect

- the richness of characteristic wet meadow plant species?: *Folia Geobotanica*, v. 50, p. 253-266.
- Kubat, K., 2002, *Klíč ke květeně České republiky*. vyd. 1, Praha: Academia, 928 s.
- Leps, J., and V. Hadincova, 1992, How reliable are our vegetation analyses: *Journal of Vegetation Science*, v. 3, p. 119-124.
- Leps, J. and Smilauer, P., 1999, *Multivariate Analysis of Ecological Data*: vyd. 1, České Budějovice: Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, 110 s.
- Lucassen, E., R. Bobbink, A. J. P. Smolders, P. J. M. van der Ven, L. P. M. Lamers, and J. G. M. Roelofs, 2003, Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill: *Plant Ecology*, v. 165, p. 45-52.
- Majekova, M., S. Janecek, O. Mudrak, J. Hornik, P. Janeckova, M. Bartos, K. Fajmon, S. Jiraska, L. Gotzenberger, P. Smilauer, J. Leps, and F. de Bello, 2016, Consistent functional response of meadow species and communities to land-use changes across productivity and soil moisture gradients: *Applied Vegetation Science*, v. 19, p. 196-205.
- Martinkova, J., P. Smilauer, and S. Mihulka, 2002, Phenological pattern of grassland species: relation to the ecological and morphological traits: *Flora*, v. 197, p. 290-302.
- Matus, G., R. Verhagen, R. M. Bekker, and A. P. Grootjans, 2003, Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks?: *Applied Vegetation Science*, v. 6, p. 73-84.
- Muller, S., T. Dutoit, D. Alard, and F. Grevilliot, 1998, Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review: *Restoration Ecology*, v. 6, p. 94-101.
- Navratil, J., and J. Navratilova, 2005, Wetland's succession in Ruda Nature Reserve, Czech Republic: *International Conference Wetlands - Monitoring, Modelling and Management*, p. 27-36.
- Navratilova, J., M. Hajek, J. Navratil, P. Hajkova, and R. J. Frazier, 2017, Convergence and impoverishment of fen communities in a eutrophicated agricultural landscape of the Czech Republic: *Applied Vegetation Science*, v. 20, p. 225-235.

- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. and Wagner, H., 2008, Vegan: community ecology package, R package version 1.15–1. URL: <http://vegan.r-forge.r-project.org>, <http://cran.r-project.org/>
- Pakeman, R. J., 2011, Multivariate identification of plant functional response and effect traits in an agricultural landscape: *Ecology*, v. 92, p. 1353-1365.
- Prach, K., 1993, Vegetational changes in a wet meadow complex, south-Bohemia, Czech republic: *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, v. 28, p. 1-13.
- Prach, K., 2008, Vegetation changes in a wet meadow complex during the past half-century: *Folia Geobotanica*, v. 43, p. 119-130.
- R Development Core Team, 2008, R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL: <http://www.r-project.org>.
- Revelle, W., 2018, psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, <https://CRAN.R-project.org/package=psych> Version = 1.8.3.
- Rychnovská, M., 1985, *Ekologie lučních porostů*. 1. vyd. Praha: Academia, 291 s.
- Santruckova, M., J. Dostalek, and K. Demkova, 2015, Assessing long-term spatial changes of natural habitats using old maps and archival sources: a case study from Central Europe: *Biodiversity and Conservation*, v. 24, p. 1899-1916.
- Tolgyesi, C., Z. Batori, L. Erdos, R. Galle, and L. Kormoczi, 2015, Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history: *Tuexenia*, p. 399-416.
- van der Hoek, D., and K. V. Sykora, 2006, Fen-meadow succession in relation to spatial and temporal differences in hydrological and soil conditions: *Applied Vegetation Science*, v. 9, p. 185-194.
- Van der Maarel, E., 1979, Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, v. 39, p. 97-114.
- Whittaker, R. H., 1960, Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279–338.

Zahradnický, J. and Mackovčín, P., 2004, Chráněná území ČR. XI., Plzeňsko a Karlovarsko.
vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 588 s.