

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Regionální semenná směs pro obnovu druhově bohatých
lučních porostů**

Diplomová práce

Bc. Anna Šprdlíková

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

Konzultantka: RNDr. Kamila Vítovcová

České Budějovice 2023

Šprdlíková, A., 2023. Regionální semenná směs pro obnovu druhově bohatých lučních porostů. [Regional seed mixture for a restoration of species-rich grasslands. Mgr. Thesis, in Czech.] - 38 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce se věnuje tématu obnovy lučních ekosystémů v oblasti Šumavy pomocí regionální semenné směsi a jejím hlavním cílem bylo ověřit vliv zemědělského narušení na úspěšnost uchycování vysévaných druhů, dále byl testován vliv chemismu půdy, teploty a vlhkosti. Z výsledků vyplývá, že intenzita narušení před výsevem hraje podstatnou roli, neboť semena se lépe uchycovala na plochách narušených rotavátorem. Více druhů se také uchycovalo na plochách spíše sušších a kyselejších.

Abstract:

This thesis explores the topic of meadow ecosystem restoration in the Šumava region through the application of regional seed mixtures. The primary objective was to examine the impact of agricultural disturbances on the success of establishing sown species. Additionally, the study investigated the influence of soil chemistry, temperature, and humidity. The results indicate that the intensity of disturbance prior to sowing plays a significant role, as seeds exhibited better establishment on areas disturbed by a rotary cultivator. Moreover, a greater variety of species established successfully in drier and more acidic conditions.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

Místo, datum:

Anna Šprdlíková

Poděkování

Velký dík patří Kamile Vítovcové za neskonalou trpělivost a laskavou pomoc při zpracovávání této práce. Děkuji také Karlu Prachovi za konstruktivní kritiku a podnětné poznámky a Anně Müllerové za pomoc při sběru dat v terénu. V neposlední řadě děkuji své rodině a nejbližším za pochopení a trpělivou podporu, bez níž by tato práce nemohla vzniknout.

Obsah

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	2
2.1. TRAVINNÉ EKOSYSTÉMY	2
2.2. DŮSLEDKY SNÍŽENÍ DIVERZITY TRAVINNÝCH EKOSYSTÉMŮ	5
2.3. OBNOVA TRAVINNÝCH EKOSYSTÉMŮ	7
2.4. REGIONÁLNÍ SEMENNÉ SMĚSI	9
2.5. VLIV FAKTORŮ PROSTŘEDÍ NA VEGETACI OBNOVOVANÝCH PLOCH	10
3. CÍLE PRÁCE	14
4. MATERIÁLY A METODY	14
4.1. CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ	14
4.2. POPIS LOKALIT	15
4.3. SLOŽENÍ SMĚSI	16
4.4. DESIGN EXPERIMENTU	16
4.5. FYTOCENOLOGICKÉ SNÍMKOVÁNÍ	17
4.6. ODBĚRY PŮDY	18
4.7. TEST KLÍČIVOSTI	18
4.8. STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT	18
5. VÝSLEDKY	20
5.1. VLIV NADMOŘSKÉ VÝŠKY A NARUŠENÍ POROSTU NA UCHYCENÍ VYSÉVANÝCH DRUHŮ	20
5.2. VLIV ABIOTICKÝCH FAKTORŮ NA UCHYCOVÁNÍ VYSÉVANÝCH DRUHŮ	24
5.3. SROVNÁNÍ KLÍČIVOSTI V KLIMABOXU A REÁLNÉ KLÍČIVOSTI V TERÉNU	26
6. DISKUZE	28
7. ZÁVĚR	31
8. LITERATURA	32
9. PŘÍLOHY	38

1. Úvod

Travné ekosystémy pokrývají necelou polovinu suchozemského povrchu (Gibson & Newman, 2019). Obecně je můžeme dělit na primární a sekundární, přičemž tato práce se věnuje travinným ekosystémům sekundárním, tedy takovým, které vznikly v důsledku lidské činnosti (Hejcman et al., 2013).

Na diverzitě travinných ekosystémů se výrazně negativně projevila kolektivizace a intenzifikace zemědělství v 2. polovině 20. století spojená s odvodňováním luk a spojování jednotlivých ploch do velkých celků. Následkem těchto zemědělských praktik bylo snížení jejich druhové diverzity (Prach, 2015). V současnosti ochuzování diverzity na mnoha lokalitách stále pokračuje, a to zejména vinou příliš monotónního zemědělského managementu, případně zarůstáním dřevinami v důsledku jeho úplné absence (Prach, 2015). Degradace travinných ekosystémů s sebou přináší úbytek biodiverzity nejen rostlin, ale i bezobratlých živočichů, půdní bioty a dochází k celkové homogenizaci krajinné mozaiky. Proto je nutné travinným ekosystémům a jejich obnově věnovat zvýšenou pozornost (Konvička, 2006).

V současnosti jsou stále častější snahy o obnovu travinných ekosystémů. V tom případě je možné spoléhat se pouze na spontánní sukcesí, která je však relativně náročná na čas a přítomnost zdrojové lokality v blízkém okolí (Jongepierová, 2012). Další možností je využít k obnově dosev semennou směsí, případně přenos zeleného sena. Při použití semenné směsi je z hlediska zachování genetické variability nejvhodnější regionální semenná směs, v níž jsou jednak druhy svými vlastnostmi přizpůsobené regionálním podmínkám a jednak nedochází k zavlékání cizích genotypů (Jongepierová & Poková, 2006).

Prvním místem, kde byla v České republice aplikována regionální semenná směs, je CHKO Bílé Karpaty. V dnešní době jsou však tyto směsi využívány v mnoha dalších oblastech. Přípravě Šumavské semenné směsi se věnuje ČSOP Šumava, přičemž semena pro její tvorbu jsou převážně získávána ručním sběrem.

Tato práce se věnuje tématu obnovy druhové bohatosti luk oblasti Šumavy pomocí regionální semenné směsi. Jejím cílem je zhodnotit možnost obohacování druhově chudých porostů dosemem směsi do stávajícího porostu a sledovat úspěšnost uchycení jednotlivých druhů v závislosti na zemědělském managementu provedeném před vysetím. Dále hodnotí úspěšnost uchycování jednotlivých druhů na plochách s různou nadmořskou výškou, respektive odlišným gradientem teploty a vlhkosti, ale i různým chemismem půdy. V neposlední řadě je cílem práce ověřit klíčivost jednotlivých vysévaných druhů.

2. Literární rešerše

2.1. Travinné ekosystémy

Travinné ekosystémy, v širokém slova smyslu definované jako trvalá vegetace travinných společenstev, pokrývají zhruba 40,5 % suchozemského povrchu bez zaledněných oblastí (Gibson & Newman, 2019). Obecně travinné ekosystémy rozlišujeme na primární - vzniklé přirozeně - a sekundární, jejichž vznik je podmíněn lidskou činností (Squires & Feng, 2018). Primární můžeme dále rozdělit do tří skupin podle limitujících faktorů. První kategorií jsou přirozené trávníky předurčené přírodními podmínkami, jako je nedostatek srážek ve stepních regionech východní části střední Evropy, případně nízké teploty. Limitujícím faktorem je v tomto případě krátká vegetační sezóna (Hejcman et al., 2013). Obecně se nachází v horských partiích, v České republice je nalezneme nad horní hranicí lesa ve vrcholových partiích Krkonoš, Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku. Další kategorií primárních travinných ekosystémů jsou xerothermní trávníky limitované nedostatkem vody, které se maloplošně vyskytují na jižních svazích v nejteplejších oblastech republiky. Do poslední skupiny pak řadíme travinné formace na rašeliništích, ty jsou naopak limitované nadbytkem vody (Prach et al., 2009). Sekundární travinné ekosystémy můžeme rozdělit na polopřirozené trávníky vzniklé dlouhodobou lidskou zemědělskou aktivitou leckde trvající od počátku mezoliticko-neolitické tranzice. Druhou kategorií jsou pak intenzivně obhospodařované trávníky, které jsou produktem moderního intenzivního zemědělství (Hejcman et al., 2013).

Jak vyplývá z pylových analýz, počátky sekundárních trávníků jsou spojeny s přítomností neolitických osadníků (5500 – 4800 BC). V období od počátku neolitu do doby železné však stále na většině střední Evropy převládaly lesy. Louky a zemědělská půda zabíraly jen minimum území (Hejcman et al., 2013). K výraznějšímu odlesňování začalo docházet až kolem roku 1000 BC a rozšíření sekundárních trávníků pak významně vzrostlo během středověké kolonizace a odlesňování. Dlouhodobá pastva a kosení vedly k postupnému vyčerpávání živin a snížení produkce, což obvykle umožňovalo jen jednu seč ročně. Louky umožňující vyšší produkci se proto často vyskytovaly pouze v zaplavovaných oblastech, kde byly živiny pravidelně doplňovány během povodní. Nárůst populace v 18. století přinesl vyšší požadavky na zemědělskou produkci, již bylo dosaženo hnojením zemědělské půdy. Vyšší poptávka po hnoji způsobila přesun velké části chovaných zvířat z pastvin do chlévů, a tudíž také vyšší potřebu sena. To vyústilo v rozdělení ploch pro získávání sena a pro pastvu a následné výrazné odlišení vegetace luk a pastvin. Zvýšení produkce travinných ekosystémů bylo dosaženo doséváním bobovitých rostlin, ale i používáním minerálních hnojiv a

šlechtěním produkčních kultivarů od poloviny 19. století. Následkem toho došlo k přeměně původně oligotrofních krátkostébelných travníků na mesotrofní a eutrofní (Chytrý, 2017).

Zestátňování a spojování soukromých farem do větších celků během 50. let 20. století spolu s aplikací minerálních hnojiv vedlo k intenzifikaci hospodaření v produktivních a snadno dostupných oblastech. Méně výnosné plochy byly ponechány ladem, stejně jako oblasti, které byly opuštěny v souvislosti s odsunem německy mluvícího obyvatelstva po 2. světové válce (Chytrý, 2017). Mimo to docházelo během 60. až 80. let 20. století k rozorávání existujících travinných porostů a k jejich převodu na ornou půdu. Ta v té době tvořila zhruba 1/3 našeho území. K tomu můžeme přičíst i plochy, na nichž byla provedena tzv. obnova, tedy rozorání a dosev jetelotravní směsí (Prach, 2015). Současně bylo zhruba na desetinu našeho území provedeno odvodnění vlhkých luk s cílem získat další plochy obdělávatelné zemědělské půdy. To vše spolu s dosevem pícnin a několikačetnou sečí vedlo k dramatickému snížení druhové diverzity travinných ekosystémů (Prach, 2015).

Další významné změny v obdělávání travinných ekosystémů nastaly v 90. letech, kdy v souvislosti s rozpadem zemědělských družstev a nižší poptávkou po pícninách byly velké plochy opuštěny. To způsobilo další pokles druhové diverzity vlivem zarůstání křovinami (Chytrý, 2017). Po roce 1990 zemědělství prošlo změnou k více extenzivnímu přístupu, což byla hlavní hnací síla proměny využívání půdy, která vedla k vyšší podpoře zpětného zatravnění orné půdy. Nejrychlejší byl převod orné půdy na trvalé travní porosty v 90. letech, později se proces zpomalil. Navíc k tomu dle odhadů ministerstva zemědělství v roce 2000 leželo přibližně 300 tisíc hektarů zemědělské půdy ladem (Bičík et al., 2015). Tato dříve obdělávaná pole byla opuštěna zejména v návaznosti na rozpad zemědělských družstev a pozemkové restituce a byla následně zatravněna přirozenou sukcesí. Jen do roku 2006 bylo zatravněno zhruba 150 tisíc hektarů, což je 35 % rozlohy dříve rozoraných travních porostů (Prach et al., 2009).

Současný stav travinných ekosystémů

Podle údajů Českého úřadu zemědělského a katastrálního tvořily v roce 2022 trvalé travní porosty plochu 1 034 857 hektarů, což je 13,12 % našeho území (ČÚZK, 2023). Jejich výskyt je ovlivněn zejména odlišnou kvalitou substrátu, která ovlivňuje produkční potenciál. Vyšší produkční potenciál nižších poloh umožňuje zakládání polí, zatímco většina travinných ekosystémů se nachází spíše ve výše položených oblastech s nižším produkčním potenciálem (Kohoutek et al., 2007).

Jak již bylo řečeno, během 20. století došlo k významnému ochuzení druhové diverzity travinných ekosystémů, které v mnoha případech stále pokračuje. Jeho dnešní příčinou je zejména příliš monotónní management, kdy jsou například velké plochy najednou pokoseny. To má za následek nejen změnu v druhové skladbě vegetace, ale v důsledku toho dochází i k vyhynutí mnoha druhů hmyzu, které přichází o své živné rostliny, či přirozený habitat (Konvička, 2006). Mnoho cenných travních porostů zaniká také v důsledku zarůstání dřevinami, a to jak při cíleném zalesňování, tak přirozenou sukcesí kvůli absenci hospodaření (Prach, 2015).

Travné ekosystémy tvoří významný prvek evropské krajiny, který je pro různé oblasti charakteristický odlišnostmi v druhovém složení rostlinného a živočišného společenstva (Hejcman et al., 2013). Z hlediska biodiverzity patří k nejbohatším porostům v Evropě (Roleček et al., 2014). Travné ekosystémy byly vždy úzce spjaty s vývojem lidské společnosti a i dnes je jejich existence podmíněna pravidelnou zemědělskou činností. V současnosti je v zemědělství stále častější snaha o propojení tzv. produkčních a mimoprodukčních funkcí travinných ekosystémů, neboť jednak poskytují vhodný ekosystém pro zachování biodiverzity a zdravého životního prostředí, ale rovněž nabízí využitelný produkční potenciál. Nezanedbatelný je jejich vliv na kvalitu a množství vody v krajině a protierozní a protipovodňová ochrana (Šarapatka et al., 2005). Mimo to jsou travinné ekosystémy podstatným zdrojem organické hmoty v půdě a pozitivně působí na strukturu a úrodnost půdy (Cambardella & Elliott, 1992).

Jak v Evropě, tak i v České republice jsou travinné ekosystémy z převážné části tvořeny svazem *Arrhenatherion* (Donath, 2015). Základem jejich obhospodařování je pravidelná seč minimálně jednou ročně, případně extenzivní pastva. Při vyšší intenzitě seči bývá zařazováno doplňkové hnojení, to však v současnosti může být nahrazeno atmosférickým spadem živin (Kučera, 2007). Časté jsou též porosty svazu *Deschampsion* (aluviální louky), na střídavě vlhkých půdách *Molinion* a ve vyšších polohách pak *Polygono-Trisetion* (Kučera, 2007).

Travné ekosystémy v oblasti Šumavy

Oblast Šumavy byla s výjimkou vrcholových partií po dlouhou dobu pokryta lesy a výrazně ji nezasáhlo ani odlesňování během pravěku a ranného středověku. O vzniku sekundárního bezlesí můžeme hovořit až v období středověké kolonizace ve 12. a 13. století, kdy byly mýceny lesní plochy za účelem pastvy dobytka. K výraznému odlesňování docházelo až v 18. století s rozvojem sklářství a dřevařství a jeho vrchol nastal ve století 19., kdy vznikla převážná

část sekundárního bezlesí Šumavy (Beneš, 1995). Nejvyšší druhové bohatosti dosáhly šumavské louky na konci minulého a počátku tohoto století. Její následný pokles po odsunu německého obyvatelstva byl způsoben opuštěním luk a pastvin, nebo naopak intenzivním využíváním spojeným s intenzivním hnojením (Prach et al., 1996). Velmi významný vliv na diverzitu travních porostů mělo i zde rozorávání a odvodňování travních porostů v 70. letech spojené se snahou o intenzifikaci zemědělství i v marginálních oblastech (Jongepierová, 2006). Na úbytku diverzity luk se podepsalo také jejich umělé zalesňování.

2.2. Důsledky snížení diverzity travinných ekosystémů

Travinné ekosystémy jsou významnou světovou zásobárnou biodiverzity (Chapin et al., 2000). Podporují a stabilizují tak zajištění ekosystémových funkcí a služeb, jako je například produkce biomasy, procesy podporující cyklus živin, uchovávání půdního uhlíku, opylování nebo omezování škůdců a patogenů. Biodiverzita také přispívá ke stabilitě ekosystémů prostřednictvím zvyšování jejich resistance a resilience například vůči stresu souvisejícímu s klimatickými změnami (Capelli et al., 2022).

Vliv na kvalitu půdy

Jednou z částí ekosystému, která může být negativně ovlivněna degradací travinných ekosystémů, je půdní biota, která trpí zejména příliš intenzivním využíváním ploch a vstupy dusíkatých hnojiv. Existence souvislosti mezi druhovou diverzitou nadzemní vegetace a podzemní bioty je známá již dlouho, je však velmi obtížné prokázat její přímý efekt. S jistotou je však možné říci, že na odlišná rostlinná společenstva jsou navázána specifická mikrobiální společenstva (Millard & Singh, 2009). Bylo také prokázáno, že zemědělský management a dlouhodobá kultivace půdy působí na diverzitu půdních mikroorganismů. Stejně tak se změny v druhovém složení bylinného společenstva, například v důsledku nastavení pastevního režimu, projevují změnami ve velikosti a složení přidruženého mikrobiálního společenstva – s rostoucí diverzitou rostlinného společenstva se mikrobiální diverzita zvyšuje (Zak et al., 2003). V souvislosti s tím panuje domněnka, že změny v druhovém složení a dominantách vytváří silný selekční tlak na půdní mikrobiální společenstva prostřednictvím změny v množství a složení látek pocházejících z kořenových exudátů, opadu a odumřelých kořenů (Millard & Singh, 2009).

Ve struktuře mikrobiálního společenstva však hraje silnou roli prostorová variabilita, často proto není možné jednoznačně říct, že dané změny jsou způsobeny právě změnami druhového složení rostlinného společenstva. Bývá totiž obtížné odlišit samotný vliv rostlinné diverzity od ostatních faktorů jako je například pH, nebo vstupy hnojiv (Millard & Singh, 2009). Ze známých poznatků je však jisté, že zemědělské využívání lučních ekosystémů významně působí na mikrobiální společenstva a zachování jejich kvality by mělo být jednou z priorit při rozhodování o obnově travinných ekosystémů.

Změny v krajině

Jak jsem již zmínila výše, druhově bohaté trávníky hrají významnou roli zásobníků biodiverzity v krajinném měřítku a jejich degradace intenzivním zemědělstvím přispívá k celkové homogenizaci krajiny (Tasser & Tappeiner, 2002). Snížení diverzity každé jednotlivé louky nebo pastviny vede v konečném důsledku k ochuzení druhové rozmanitosti v krajinném měřítku. Je důležité udržovat druhovou bohatost i na jednotlivých lokalitách, neboť ty pak mohou vytvářet nezbytné cesty pro šíření druhů v krajině. Každá druhově bohatá louka pak může zároveň sloužit jako „species-pool“ a „stepping stone“ a tím napomáhat k udržování biodiverzity zejména v zemědělské krajině.

Dopady na bezobratlé živočichy

Na udržování terestrických ekosystémů se významně podílejí opylovači díky své roli v reprodukci rostlin. Ti zde naopak nacházejí zdroj nektaru (dospělci motýlů), pylu (dospělci včel) a hostitelských rostlin (larvální stádia motýlů) (Potts et al., 2009). Je proto známým faktem, že intenzivní zemědělské využívání travinných ekosystémů má silně negativní dopad na populace bezobratlých živočichů. Bylo například prokázáno, že diverzita brouků intenzivních trávníků je stejná jako na obdělávané zemědělské půdě (Sheridan et al., 2007). V tomto případě se projevuje zejména přímý vliv zemědělského managementu (např. intenzivní seče), který způsobuje usmrcení nebo přemístění jedinců z lokality. To významně ovlivňuje zejména méně mobilní druhy a vývojová stádia a v dlouhodobém měřítku může vést až k ohrožení celé populace (Völkl et al., 1993). Naproti tomu diverzita motýlů silně závisí na diverzitě rostlinného společenstva, neboť mnoho druhů je v různých vývojových stádiích vázáno na specifické druhy rostlin. Proto také druhově bohatší trávníky dokáží hostit vyšší počet druhů (Collinge et al., 2001). Klíčem pro zachování druhově bohatých luk s pestrým

společenstvem bezobratlých živočichů je mozaiková seč, při níž nejsou posekány celé plochy v jednom termínu. Díky tomu živočichům vždy zůstanou neposekané plochy, na nichž mohou dokončit svůj vývoj nebo najít dostatek potravy (Völkl et al., 1993).

2.3. Obnova travinných ekosystémů

Přirozená sukcese

Travní porosty je možné obnovovat několika způsoby. Nejméně nákladnou, avšak pomalejší je přirozená sukcese druhů z okolí. Ta je nejvýhodnější z hlediska uchování genetické variability, neboť se na volnou plochu dostávají semena z nejbližšího okolí. Důležitým předpokladem je však blízkost druhově bohatého společenstva, ze kterého by se mohly druhy šířit. Bylo prokázáno, že blízkost populace cílových druhů do 100 metrů v okolí významně ovlivňuje míru, do níž spontánní obnova probíhá úspěšně, nicméně některé druhy se mohou šířit i na větší vzdálenost (Prach et al., 2015; Ruprech, 2006). Dosycení již stávajícího druhově chudého travního porostu z okolí je také možné, avšak jedná se o relativně dlouhodobý proces. Zejména u ploch, které byly v předchozích letech již zatravněny běžně dostupnými travními či jetelotravními směsmi (Jongepierová, 2012). Vzhledem k tomu, že přirozená sukcese v podmínkách České republiky až na výjimky vede k porostům dřevin, je vždy nutné při obnově zavést pravidelný management ve vhodnou dobu, který zabrání kolonizaci dřevin a pomůže vytvořit druhově bohatý porost (Prach et al., 2009).

Změna managementu

Obnovu lučních porostů je možné provést také změnou jejich dosavadního obhospodařování. Odstraněním náletových dřevin a následnou sečí či pastvou dojde ke změně typu vegetace a k dominanci lučních druhů. Příznivě působí také změna termínu managementu - časnější seč či přepasení porostu pomohou potlačit konkurenčně silné traviny a umožní změnu druhového složení společenstva směrem k vyššímu zastoupení bylin. V případě eutrofních ekosystémů hraje významnou roli také snížení intenzity hnojení. Při obnově porostů změnou managementu a spontánní sukcesí však vždy záleží na tom, jaké druhy jsou přítomny v okolí, neboť ty pak mohou obnovovaný porost dosycovat (Prach et al., 2009).

Osev semennou směsí a přenos biomasy

Další možností, jak obnovit travní porost, je zatravnění pomocí semenné směsi. Ta je výhodná zejména v místech, kde chybí v okolí druhově bohaté plochy, z nichž by se mohly žádané druhy šířit (Ruprecht, 2006). Nabízí se jednak běžně dostupné, travní a jetelotravní směsi bez specifikace původu materiálu, ale také tzv. regionální směsi. Regionální semennou směsí se rozumí travino-bylinná směs se specifickým druhovým složením a původem v regionu, v němž se následně vysévá (Jongepierová & Poková, 2006). Nejdůležitější výhodou jejího použití je zachování genetické variability populace využíváním místních genotypů, přizpůsobených lokálním podmínkám. Jejich dalším přínosem je vyšší zastoupení bylin oproti travám, což pozitivně působí na celkovou rozmanitost lokality, neboť nižší zastoupení trav vytváří prostor pro existenci více druhů bylin.

Semennou směs je buď možné aplikovat přímo na holou půdu, nebo ji použít k přisevu pro obohacení stávajícího druhově chudého porostu. V případě dosevu do porostu je nezbytné nejprve rostlinnou hmotu posekat a odklidit. Poté je nutné provést narušení travního drnu a vytvořit plošky s holou půdou o průměru minimálně 10 cm (např. mělkým diskováním, pastvou dobytka), aby na ploše vzniklo přibližně 40 – 50 % holé půdy (Jongepierová & Poková, 2006). Vyskytuje-li se v porostu vyšší podíl stařiny nebo mechu, je vhodné povrch před aplikací osiva narušit vláčením branami (SPPK D02 001: 2017). Nejvhodnější dobou pro aplikaci semenné směsi je buď jaro (březen - duben), nebo podzim (srpen - říjen). Při jarním výsevu hrozí riziko, že semena, která před vyklíčením vyžadují jarovizaci, nevzejdou. Tato semena však mohou vyklíčit následující sezónu. Při podzimním výsevu naopak hrozí, že klíčící rostlinky přes zimu vymrzou (Jongepierová & Poková, 2006).

Kromě osevu semennou směsí je také možné pro obnovu porostu využít čerstvou posečenou biomasu (tzv. zelené seno), jehož výhodou oproti semenné směsi je nízká cena. Je však nutné mít nedaleko druhově bohatou donorovou plochu, z níž lze biomasu odebrat. Zatravnění je obvykle prováděno během července a srpna, což může být problematické z hlediska přípravy obnovovaných polí, neboť na nich v tuto dobu ještě nebývá sklizená plodina. V tom případě je možné čerstvou biomasu usušit, vymlátit na stacionární mlátičce a získaný materiál uschovat pro použití ve vhodnou dobu. Doporučuje se vždy sbírat biomasu jen přibližně z 1/3 plochy (pokaždé z jiné části), aby nedocházelo k jejímu ochuzování (Jongepierová & Poková, 2006).

2.4. Regionální semenné směsi

Prvním územím v České republice, kde byla regionální semenná směs velkoplošně aplikována, bylo CHKO Bílé Karpaty, kde je od 90. let pravidelně využívána. Mezi lety 2008 a 2011 byl v Bílých Karpatech realizován mezinárodní projekt SALVERE jehož cílem bylo využít zachovalé polopřirozené travní porosty s bohatým druhovým spektrem původních druhů jako zdroje hodnotného materiálu pro založení nových lokalit s vysokou přírodní hodnotou. V rámci projektu byly založeny demonstrační plochy jednak pro získávání semen ze zdrojových travních společenstev, ale také pro jejich aplikaci na obnovovanou plochu. Cílem projektu bylo zdokonalení metod sklizně semen produkovaných v polopřirozených travních porostech, sjednocení a upřesnění šetrných metod pro vytvoření nových ploch s vysokou přírodní hodnotou a předávání informací ke koncovým uživatelům a široké veřejnosti (více viz Jongepierová & Poková, 2006).

Kromě CHKO Bílé Karpaty jsou dnes regionální směsí osévány plochy například v CHKO Litovelské Pomoraví, kde se tvorbě regionální semenné směsi věnuje sdružení Sagittaria (www.sagittaria.cz). Vlastní regionální směs si produkuje a používá také město Praha. Tvorbě regionálních směsí se u nás věnuje také firma Agrostis trávníky s.r.o., která provádí ruční i mechanizovaný sběr semen, pěstování v matečnicích a míchání směsí. V současnosti mají v nabídce směs pro oblast Krkonoš, Moravského krasu a pro Žďárské vrchy, kde spolupracuje se sdružením Krajina, které zajišťuje sběr semen ve volné přírodě a péči o matečnice, firma Agrostis pak osivo čistí, míchá a prodává (www.sdruzenikrajina.cz).

V současné době probíhá mezinárodní projekt „Regionální směsi osiv jako účinný nástroj ochrany diverzity lučních biotopů“ financovaný Norskými fondy. Cílem projektu je vytvořit databázi zdrojových ploch pro sběr semen – tedy druhově pestré louky a stepi. Na osmi lokalitách v České republice dále probíhá pokusný sběr semen ručním, ručně vedeným a na větších lokalitách také traktorovým kartáčovým sběračem. Část nasbírané biomasy slouží k výzkumným účelům, kdy a kde je nejlepší semena jednotlivých druhů sbírat a jaké jsou výtěžnosti různých typů porostů. Částí jsou pak osety demonstrační plochy a na nich je sledováno, které druhy se uchytí a budou se podílet na druhovém složení nového porostu. V rámci projektu probíhají také přednášky a workshopy pro veřejnost (www.louky.cz/projekt). Projekty věnující se obnově druhově bohatých travních porostů probíhají také v zahraničí. Jako jeden příklad z mnoha zde uvádím projekt „Grassworks“ německé organizace Offenlandinfo (www.offenlandinfo.de).

Tvorbě šumavské semenné směsi se věnuje ZO ČSOP Šumava ve Vimperku. Osivo je z převážné části sbíráno ručně, a to od června do října v době zralosti semen. Pro některé druhy byly založeny i matečné porosty.

2.5. Vliv faktorů prostředí na vegetaci obnovovaných ploch

Při obnovování travinných ekosystémů hraje roli mnoho faktorů, které je při plánování obnovy třeba brát v potaz, např. kvalita substrátu, vlhkost, charakter disturbancí, místní „species pool“ a mezidruhové interakce. Vývoj vegetace je dále ovlivňován faktory prostředí jako je makroklima, předchozí zemědělský management a současný stav okolní krajiny (Leite et al., 2013).

Okolní krajina

Okolní krajina významnou měrou ovlivňuje vývoj vegetace na obnovované ploše. Nejsilněji se projevuje prostřednictvím „species pool“, tedy přítomností konkrétních druhů a způsobem a intenzitou šíření jejich semen (Prach & Řehouňková, 2006). Kromě samotného „species pool“ hraje roli také konektivita krajiny – například přítomnost resp. absence koridorů mezi jednotlivými lokalitami může výrazně ovlivnit dynamiku kolonizace a tedy i efektivitu obnovy (Leite et al., 2013). Vývoj vegetace na obnovovaných plochách bývá ovlivněn také managementem okolní krajiny. Při intenzivním zemědělském využívání může například vlivem vyplavování živin a docházet k eutrofizaci, což se následně projeví na průběhu ekologické obnovy (Matthews & Endress, 2010). Roli v průběhu obnovy hraje také předchozí zemědělské využívání obnovované plochy (Leite et al., 2013), například obsah živin, který může být zvýšen kvůli intenzivnímu způsobu obhospodařování v minulosti (Török, 2021). Komplikace může způsobit také předchozí zemědělská obnova pomocí běžně dostupné travní směsi, v horším případě dokonce za použití polyploidních odrůd nebo mezirodových kříženců. Vzniká tak velmi kompaktní porost, jehož další obohacování druhy je poměrně problematické. Postupně sice dochází k dosycování z okolí, porosty však často zůstávají spíše druhově chudé (Jongepierová & Poková, 2006).

Makroklima

Důležitým faktorem ovlivňujícím diverzitu rostlinného společenstva, je nadmořská výška, která může sloužit jako zástupná (proxy) proměnná pro teplotu a vlhkost (Křížek & Uxa, 2013), přičemž platí, že rostoucí nadmořskou výškou je spojen pokles teplot a nárůst srážek (Hardegee et al., 2022). Teplota s vlhkostí ovlivňují vegetaci jednak nepřímo prostřednictvím působení na „species pool“, ale také mají vliv přímo na uchycování jednotlivých druhů. Bylo zjištěno, že vlhkost půdy je významným faktorem lokálních změn diverzity vegetace (Otto et al., 2006). Vyšší půdní vlhkost například způsobuje růst vyšších stonků a tvorbu většího množství biomasy (Prach & Řehouňková, 2006). To je dáno faktem, že kromě samotné dostupnosti vody pro rostliny půdní vlhkost ovlivňuje mnoho dalších faktorů - například rychlost mineralizace a následné množství dusíku dostupného pro rostliny. Povrchová voda navíc dokáže transportovat rozpustné částice do nižších vlhčích oblastí, čímž potenciálně ovlivňuje jak pH, tak obsah půdních živin. Toto vysvětluje i zjištění, že existuje pozitivní vztah mezi vlhkostí a preferencí druhů vyššího obsahu dusíku (Moeslund et al, 2013). Vliv průměrné roční teploty na rozvoj vegetace je také nezanedbatelný, nicméně je slabší než vliv průměrných ročních srážek (Prach et al. 2020). Bylo například prokázáno, že teplejší makroklima spíše napomáhá růstu ruderalních druhů (Ellenberg et al., 1991).

Chemismus půdy

Kvalita půdy je definována jako trvalá schopnost půdy fungovat jako živý systém uvnitř ekosystémů a krajiny, udržovat biologickou produktivitu, podporovat kvalitu vzduchu a vodního prostředí a udržovat zdraví rostlin, zvířat a lidí (Doran & Safley, 1997). Druh substrátu je často uváděn coby určující faktor diverzity vegetace. S ním souvisí vlhkost (částečně závislá na makroklimatu oblasti), obsah živin (zejména dusíku) a půdní pH, což jsou faktory hrající rozhodující roli pro rozvoj druhové diverzity (Prach & Řehouňková, 2006). Bylo prokázáno, že dostupný fosfor ovlivňuje funkčnost bylinného porostu, zatímco dusík působí na produkční vlastnosti nadzemní biomasy. Vyšší koncentrace půdního fosforu a dusíku tak vede k nižší druhové diverzitě a ke vzniku vysoce produkčního společenstva s převahou travin (Janssens et al. 1998). Proto je nezbytné při výzkumu obohacování travinných ekosystémů zohledňovat i tyto půdní vlastnosti.

- **Půdní reakce**

Jedním z významných faktorů ovlivňujících druhové složení travního společenstva je pH neboli půdní reakce. Hlavním faktorem určujícím půdní pH je horninové podloží, antropogenní management a zejména obsah organického materiálu - organická hmota obsahuje funkční skupiny uvolňující H⁺ ionty do půdy, tudíž vyšší obsah organické hmoty v půdě snižuje její pH (Basto, Thompson & Rees, 2014). pH půdy je ovlivňováno životními pochody rostlin a edafonu, a to zejména prostřednictvím uvolňovaného CO₂, který reaguje s vodou za vzniku kyseliny uhličité, čímž okyseluje půdní roztok a způsobuje tak snížení pH (Šantrůčková et al., 2018). Dalším procesem, který může významně působit na půdní pH, je denitrifikace. Ta se projevuje například při použití amonných hnojiv, případně následkem kyselých atmosférických depozic, jejichž efekt znásobuje a přispívá tak k acidifikaci půdy (Šantrůčková et al., 2018). Půdní reakce má vliv i na dostupnost chemických prvků pro rostliny, aktivitu půdních enzymů nebo mineralizaci organické hmoty (Neina, 2019). Bylo zjištěno, že jak příliš vysoké, tak nízké pH snižuje druhovou diverzitu a zpomaluje rychlost sukcese (Prach & Řehouňková, 2006). Půdní reakce působí také na přítomnost ruderalních druhů rostlin, které často preferují vyšší pH (Ellenberg et al., 1991).

- **Obsah dusíku**

Dusík je jednou z hlavních živin nezbytných pro tvorbu biomasy a životní funkce buněk všech organismů a je proto významnou složkou půdního prostředí. Z pohledu travinných ekosystémů je dusík jednou z nejdůležitějších živin, neboť významně ovlivňuje druhové složení porostu (Tilman, 1987). Celosvětová zásoba půdního dusíku je odhadována mezi 133 a 140 miliardami tun obsaženého ve svrchních 100 cm půdy (Batjes, 2014). Jeho hlavním zdrojem je atmosféra, z níž je díky fixaci mikroorganismy molekulární dusík zpřístupňován ve formě amoniaku. Průměrný obsah celkového dusíku se obvykle pohybuje mezi 0,02 a 0,5 hmotnostních % sušiny, z čehož více než 95 % představují organické sloučeniny (Šimek et al., 2021). Pouze malá část organické hmoty přechází díky činnosti mikroorganismů procesem mineralizace do dalších forem dusíku (nitratové a amonné). Celkový obsah dusíku v půdě se mění jen velmi pomalu, neboť rychlost mineralizace je omezována faktory stabilizujícími organickou hmotu v půdě a zajišťujícími hromadění humusu. Mezi tyto faktory patří například tvorba komplexů, sorpce či vyčerpání dostupného substrátu v průběhu rozkladu. Díky tomu je každoročně do oběhu uvolněno jen přibližně 1 – 4 % z celkového množství dusíku přítomného v půdě (Šimek et al., 2021). Dynamika půdního dusíku mezi nadzemními a podzemními částmi ekosystému může být z velké části určována intenzitou zemědělského managementu

travných ekosystémů, zejména prostřednictvím dostupných forem dusíku přidávaných do půdy (Egan et al., 2019).

Malá část celkového dusíku v půdě, řádově jednotky až desítky mg/kg, se vyskytuje ve formě dusičnanů (NO_3). Tato forma je velmi pohyblivá a z toho důvodu je množství půdních dusičnanů velmi obtížně měřitelné (Janssens, 1998). Dusičnany jsou jednou z forem dusíku dostupných pro rostliny, proto jsou často do půdy přidávány v podobě hnojiv (Šimek et al., 2021). Jejich obsah podléhá v případě půd travných ekosystémů zvláštní pozornosti, neboť může docházet k vyplavování a následné kontaminaci vod. Mezi faktory ovlivňující jejich vymývání z půdy patří zejména nevhodný zemědělský management (načasování hnojení), typ půdy a intenzita srážek (Smith, 2002).

Důsledkem nadměrného obsahu dusíku v půdě může docházet k eutrofizaci, ta může být jednak způsobená depozicí vzdušného dusíku, jednak nárůstem živin splachem z polí. Eutrofizace je významným ohrožením biodiverzity polopřirozených travných ekosystémů - bylo prokázáno, že nadměrný obsah dusičnanů v půdě má negativní vliv na diverzitu travných společenstev (Janssens, 1998). Obecně vyšší obsah dusíku podporuje růst konkurenčně silných druhů, přispívá tedy ke vzniku vysokostébelných trávníků s vyšším podílem travin oproti bylinám. Bylo prokázáno, že nadměrný obsah dusíku v půdě může vést ke snížení druhové diverzity travného společenstva až o 60 % (Tilman, 1987). Z tohoto pohledu jsou problematická zejména tekutá statková hnojiva (tzv. kejda), u nichž hrozí významné riziko úniku dusičnanů do okolního prostředí (Bilošová, 2017).

- **Fosforečnany**

Fosfor je po dusíku druhou nejvýznamnější živinou výživy rostlin a na jeho dostupnosti je zásadně závislý jejich růst a produktivita porostu. Oproti dusíku je obsah fosforu v půdě nízký, často navíc ve formách, které jsou pro rostliny nedostupné. Obsah fosforu v půdě je závislý na složení a stupni zvětrávání matečné horniny, obvykle se pohybuje mezi 100 a 1000 $\mu\text{g/g}$ suché půdy (Šimek et al. 2021). Podle metodiky pro chemické hodnocení kvality půd se jako dostatečný uvádí obsah fosforu v rozmezí 51 – 90 mg/kg (Fiala & Krhovjaková, 2009). Bylo také prokázáno, že plochy s obsahem fosforu zhruba v tomto rozsahu se vyznačují nejvyšší diverzitou rostlinných druhů (Janssens et al. 1998). Z celkového množství je přibližně 30 - 50 % fosforu obsaženo v organických sloučeninách, jejichž zdrojem jsou zejména zbytky odumřelých mikroorganismů, dále pak látky uvolňované do půdy kořeny a organismy. Aktivním zásobníkem je mikrobiální biomasa, v níž je obsaženo 2 - 5 % půdního organického fosforu. Na obsah fosforu v půdě může mít negativní vliv kultivace půdy, neboť často vede ke

snížení množství organické hmoty a tím i k poklesu obsahu fosforu na ni vázaného. Umělé přidávání fosforu do půdy hnojiv je velmi problematické, neboť jeho velká část je rychle fixována do nerozpustných sloučenin. Z toho důvodu často dávky přidávaných hnojiv převyšují potřeby plodin a jejich přebytky jsou vyplavovány, což má negativní vliv na eutrofizaci okolních vod (Šimek et al. 2021).

3. Cíle práce

Cílem této práce je zhodnotit uplatňování jednotlivých druhů regionální semenné směsi a sledovat vliv zemědělského managementu provedeného před vysetím směsi na jejich uchycení. Dále zhodnotit úspěšnost uchycování jednotlivých druhů na plochách s odlišným gradientem vlhkosti a různým chemismem půdy.

Dílčí cíle:

1. Sledováním experimentálních ploch před a po zemědělském zásahu prokázat vliv přípravy plochy před výsevem na uchycování jednotlivých druhů semenné směsi.
2. Sledováním experimentálních ploch prokázat vliv vlhkostního gradientu a chemismu půdy na úspěšnost uchycování druhů semenné směsi.
3. Ověření klíčivosti jednotlivých druhů v klimaboxu.

4. Materiály a metody

4.1. Charakteristika území

Sledované lokality se nachází v okolí Vimperka a Sušice v oblasti Šumavy a Šumavského podhůří. Z hlediska geomorfologie se jedná o Vimperskou vrchovinu, Šumavské pláně a Svatoborskou vrchovinu (Demek et al., 2006). Lokality se nachází v poměrně členitém reliéfu v nadmořských výškách od 550 do 950 m n.m. (Obr. 1 a 2).

Z hlediska biogeografie se lokality nachází v sušickém a šumavském bioregionu a geologicky spadají do jednotky šumavského moldanubika tvořeného migmatity a migmatitickými rulami na Sušicku a s přechodem k pararulám na Vimpersku (Zahradnický & Mackovčín, 2004). Půdní pokryv je tvořen kambizeměmi a kambickými podzoly (Zahradnický & Mackovčín, 2004; Albrecht, 2003).

Lokality se nacházejí v klimatické oblasti mírně teplé (MT 2, MT 3) a chladné (CH 7) (Zahradnický & Mackovčín, 2004; Albrecht, 2003). Průměrná roční teplota se pohybuje

v rozmezí od 5 do 7°C a průměrný roční úhrn srážek od 500 do 1000 mm (Tolasz, 2007). Z hlediska vertikálního geomorfologického členění se jedná o oblast suprakolinní až submontánní. Potenciální přirozenou vegetaci představují zejména acidofilní doubravy a acidofilní a květnaté bučiny a jedliny (Culek et al., 2013).

4.2. Popis lokalit

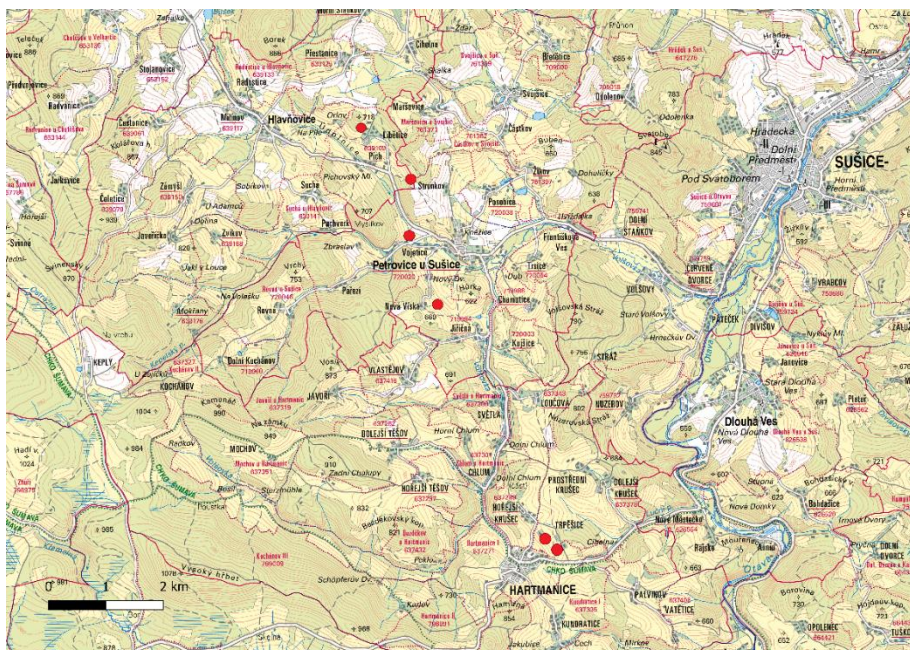
Pro experiment bylo vybráno celkem 11 travních porostů, 5 v okolí Vimperka (Obr. 1) a 6 na Sušicku (Obr. 2). Všechny lokality jsou v současné době pravidelně obhospodařovány.

Lokality na Sušicku jsou dlouhodobě užívány ke konvenčnímu hospodaření. Od poloviny 20. století jsou využívány jako luční porosty. V současné době je většina z nich kosena a na dvou lokalitách probíhá pastva hovězího dobytka a koní. Před 7 lety proběhla na jedné z lokalit obnova travního porostu komerční jetelo-travní semennou směsí.

Lokality v okolí Vimperka jsou v současnosti obhospodařovány ČSOP Šumava. Jedná se o luční porosty, které byly v minulosti opuštěny a ponechány samovolné sukcesi, ale nyní se na nich extenzivně hospodaří (pravidelné kosení, pastva ovcí). Na lokalitách Klášterec 1 a 2 byla v minulosti provozována lesní školka, v současnosti patří správě NP a CHKO Šumava a obě jsou pravidelně koseny.



Obr. 1: Umístění lokalit v okolí Vimperka (červené body)



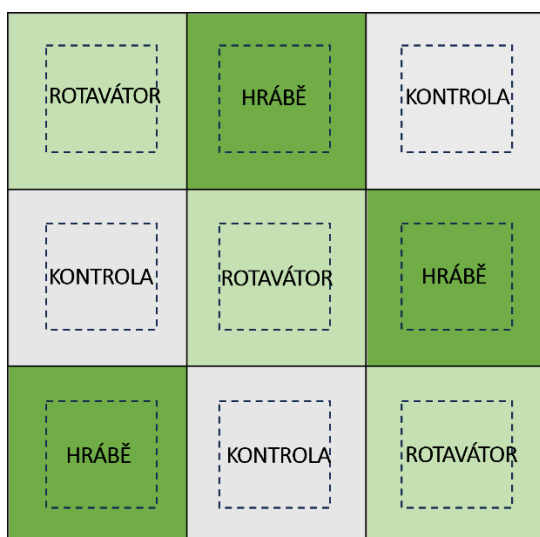
Obr. 2: Umístění lokalit v okolí Sušice (červené body)

4.3. Složení směsi

Vysévaná směs je složena z celkem 15 druhů rostlin, které jsou součástí regionální směsi vytvořené ČSOP Šumava (www.csopsumava.cz). Jedná se o byliny, které jsou běžnou složkou travinných ekosystémů Šumavy a Pošumaví (Jongepierová & Poková, 2006; Chytrý et al., 2007). Seznam všech vysévaných druhů včetně jejich navážek pro výsevek na jednu experimentální plochu (1 m²) je uveden v Tab. 1 v příloze.

4.4. Design experimentu

Na každé z 11 lokalit byla založena jedna experimentální plocha, která byla rozdělena do devíti čtverců, každý o rozměrech 2 x 2 metry. Vždy na třech čtvercích bylo provedeno narušení rotavátorem, což mělo simulovat narušení zemědělským diskováním, na třech čtvercích byla hráběmi vyhrabána stařina jakožto simulace vláčení a tři čtverce byly vždy ponechány bez narušení jako kontrolní. Rozmístění čtverců ve výzkumné ploše je uspořádáno do latinského čtverce a je schematicky zobrazeno na Obr. 3 (Lepš & Šmilauer, 2014). Celkem tak vzniklo 99 pokusných čtverců, do kterých byl proveden výsev směsi.



Obr. 3: Rozmístění jednotlivých variant narušení na jedné experimentální ploše na každé lokalitě.

Pro každý pokusný čtverec bylo na analytické váze celkem naváženo 1,2 gramu semenné směsi, což odpovídá běžně doporučenému výsevku (Jongepierová & Poková, 2006). Konkrétní navážka pro jednotlivé druhy je uvedena v Tab. 1 v příloze. Každá z ploch byla nejprve posekána a posečená biomasa byla odklizená. Následně byly na plochách provedeny různé varianty narušení na základě výše zobrazeného designu (Obr. 3) a centrální 1 m² každého čtverce byl ručně oset naváženou směsí. Narušení ploch a výsevy směsi byly provedeny během první poloviny září roku 2022.

4.5. Fytocenologické snímkování

Fytocenologické snímkování všech experimentálních ploch bylo provedeno dvakrát. V červnu 2022, ještě před provedením experimentálního zásahu, aby byla pro každou plochu získána výchozí data. V centrálním 1 m² každého čtverce byla nejprve vizuálně odhadnuta pokryvnost mechového a bylinného patra a následně v bylinném patře pokryvnost jednotlivých druhů cévnatých rostlin. Použita byla procentická škála (Kent & Coker, 1992). Během podzimu 2022 a na jaře 2023 byly provedeny kontrolní obhlídky ploch a předběžné zaznamenání semenáčků. Fytocenologické snímky byly zopakovány v červnu 2023, tak aby byly zaznamenány uchycení jedinci z vyšetě směsi a aby byl zhodnocen stav vegetace po narušení a výsevu. Byla použita nomenklatura seznamu cévnatých rostlin květeny České republiky (Danihelka et al 2012).

4.6. Odběry půdy

Na jaře 2022 byl na každé lokalitě proveden jednorázový odběr vzorku pro zjištění vlastností půdy. Po odstranění svrchní vrstvy vegetace bylo na každé lokalitě z hloubky přibližně 5 cm lopatkou odebráno 5 vzorků. Z nich byl pro každou lokalitu vytvořen jeden směsný vzorek. Poté byly vzorky zpracovány v laboratoři Botanického ústavu v Třeboni a byly u nich zjištěny hodnoty aktivního a výměnného pH, obsahu fosforečnanů, dusičnanů a celkového dusíku standardními metodami. Výsledky analýzy jsou uvedeny v příloze v Tab. 2

4.7. Test klíčivosti

Testování klíčivosti jednotlivých druhů semenné směsi proběhlo v klimaboxu na vzorku 100 semen od každého druhu. Semena byla vyseta jednak na petriho misky s filtračním papírem, ale také na substrát tvořený směsí zahradnického substrátu a písku v poměru 2:1. Po dobu 2 měsíců (únor - duben) byla semena pravidelně zalévána. V klimaboxu byla nastavena konstantní teplota 20°C, 70% vlhkost a 12-hodinová světelná perioda. Jako ošetření pro přerušování dormance byla semena předtím umístěna na 14 dní do mrazáku do teploty -7°C (Baskin & Baskin, 2014). Během dvou měsíců byly počítány vyklíčené semenáčky jednotlivých druhů a na základě podílu vyklíčených z celkového počtu vysetých byla vypočítána úspěšnost klíčení (v procentech).

4.8. Statistické zpracování dat

Před statistickým zpracováním byla z obou termínů snímkování vytvořena souhrnná tabulka seznamu a pokryvností rostlin ze všech ploch. Pro účely vyhodnocování v programu Canoco5 byly hodnoty pokryvnosti „r“ přepsány na 0,02 a „+“ na 0,1. Data byla zpracována v programu Excel, R (Rstudio Team, 2023) a Canoco5 (ter Braak & Šmilauer, 2018).

Efekt narušení a nadmořské výšky

Vzhledem k tomu, že počty semenáčků nemají normální rozdělení, byla použita neparametrická varianta testu (Shapiro-Wilk test, $p < 0,005$). Pro zjištění vlivu zásahu na počet uchycených semenáčků jsem provedla Kruskal-Wallisův test, následovaný mnohonásobným porovnáním jednotlivých variant. Pomocí Kruskal-Wallisova testu jsem otestovala také vliv nadmořské výšky na počet uchycených druhů (Lepš & Šmilauer, 2020).

Změny druhového složení

Změny v druhovém složení jsem vyhodnotila prostřednictvím mnohorozměrných ordinačních metod v programu Canoco5, ve kterém jsem vytvořila i grafické výstupy. Vysvětlovanou proměnnou byly hodnoty abundance jednotlivých druhů zaznamenaných ve snímcích před a po zásahu a jako vysvětlující (environmentální) proměnné byly celkové pokryvnosti mechového a bylinného patra, stav plochy (před narušením/ po narušení), zemědělský zásah (rotavátor/ hrábě/ kontrola), nadmořská výška, jednotlivé parametry chemismu půdy (pH, obsah NO_3 a PO_4 a celkový obsah N). Pro zobrazení charakteru stávající vegetace byly použity průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty na snímek pro vlhkost, půdní reakci a obsah živin.

Nejprve jsem provedla DCA (Detrended Correspondance Analysis) na základě druhového složení snímků, abych zjistila gradient v druhových datech. Délka gradientu byla 3.0, SD jednotek, což umožňuje dále pracovat i s unimodálními metodami (Lepš & Šmilauer, 2014). Výsledné diagramy vždy zobrazují pouze druhy rostlin s nejvyšším fitem a pokud to bylo relevantní, také vyšeté druhy, podpořené volbou „enforced“. Popisky jsou vytvořeny z osmipísmenných zkratk názvů.

Pro zobrazení variability mezi jednotlivými lokalitami a jejich stavem před a po zásahu jsem do grafu pasivně promítnula interakci stavu (před/po), typu narušení a lokality. Tyto interakce jsou graficky znázorněny centroidy na podkladu izočár, které zobrazují průměrnou druhovou bohatost na snímek (Loess model).

Pomocí CCA (Canonical Correspondance Analysis) jsem testovala vliv proměnných stav a zásah ve vzájemné interakci (stav*zásah), abych zobrazila změnu jednotlivých ploch po zásahu. Vzhledem k tomu, že vliv lokality vyšel z Kruskal-Wallisova testu průkazně, bylo nutné ji v mnohorozměrné analýze zadat jako kovariátu.

Dále jsem pomocí CCA testovala vliv všech environmentálních proměnných. Pomocí metody interactive forward selection jsem poté vybrala pouze proměnné s průkazným vlivem na složení vegetace. Ve výsledcích jsou vždy uvedeny hodnoty P po tzv. FDR (false discovery rate) korekci (Verhoeven et al., 2005)

Chemismus půdy

Vliv chemismu půdy jsem testovala prostřednictvím CCA. Vzhledem k tomu, že mě zajímaly preference mnou vyšetých druhů, které se uchytily pro provedených zásazích, pro tento test jsem použila pouze dílčí soubor dat, který obsahoval záznamy z prvního fytoocenologického snímkování, tedy před zásahem. Pomocí metody interactive forward selection jsem vybrala pouze ty parametry, které měly průkazný vliv na složení vegetace.

Ellenbergovy indikační hodnoty

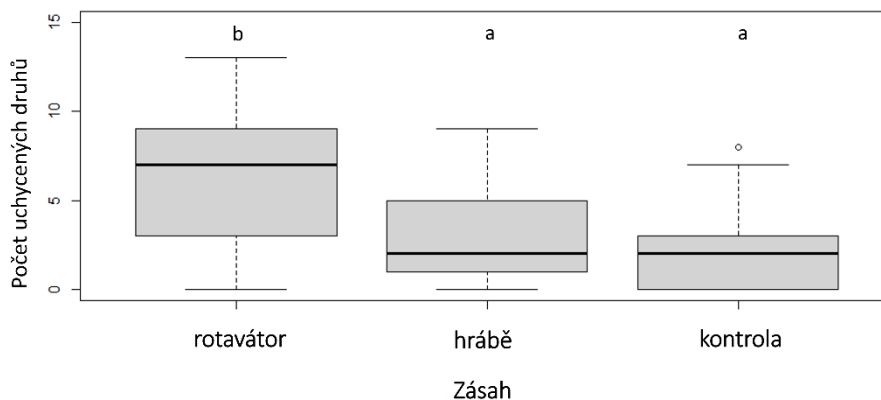
Abych zjistila abiotické podmínky, ve kterých se semenáčky lépe uchycují, použila jsem Ellenbergovy indikační hodnoty. Ty jsou běžně používány pro odhad vlastností lokality na základě druhového složení společenstva (Ellenberg et al., 1992). V této práci jsem pracovala s indikačními hodnotami pro vlhkost, půdní reakci a obsah živin. Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost se pohybují na stupnici od 1 do 12, kde vyšší hodnoty vyjadřují vyšší nároky na vlhkost. Pro indikační hodnoty půdní reakce je využívána stupnice od 1 do 9, kde vyšší hodnoty vyjadřují vazbu na bazičtější prostředí. V kyselých prostředích tato indikační hodnota vyjadřuje variabilitu v pH, zatímco v prostředích neutrálních nebo bazických vyjadřuje spíše koncentraci vápníku. Ellenbergovy indikační hodnoty pro obsah živin využívají stupnici od 1 do 9, kde vyšší hodnoty vyjadřují vyšší nároky na dostupnost živin, zejména dusíku a fosforu, případně také větší primární produktivitu stanoviště (Chytrý et al., 2018). Z indikačních hodnot jednotlivých druhů jsem poté vypočetala průměrné indikační hodnoty pro snímky, a dále s nimi pracovala jako s dalšími environmentálními proměnnými, které ale byly do grafu vkládány vždy až ex post, bez vlivu na vysvětlovanou proměnnou. Průměrné indikační hodnoty jsem zobrazila pomocí metody DCA za využití druhových dat z prvního snímkování. Pro srovnání jsem jako další vysvětlující proměnné zadala průkazné parametry chemismu půdy, pokryvnost mechového a bylinného patra a počet uchycených druhů.

5. Výsledky

5.1. Vliv nadmořské výšky a narušení porostu na uchycení vysévaných druhů

Na základě Kruskal-Wallisova testu vyšel vliv narušení plochy na počet uchycených semenáčků průkazný ($p < 0.005$), což potvrzuje existenci signifikantního rozdílu mezi alespoň

jednou dvojicí variant narušení (rotavátor, hrábě, kontrola). V návaznosti na tento test jsem provedla mnohonásobné porovnání variant narušení (rotavátor, hrábě, kontrola), z čehož jako průkazný vyšel rozdíl mezi dvojicemi variant „rotavátor - hrábě“ a „rotavátor - kontrola“. Naproti tomu rozdíl mezi variantami „kontrola - hrábě“ průkazný nevyšel. Z toho vyvozují, že nejlepší podmínky pro uchycení vyšetých druhů byly na plochách po úpravě rotavátorem, kdežto plochy po vyhrabání se od kontrolní plochy nelišily (Obr. 4).

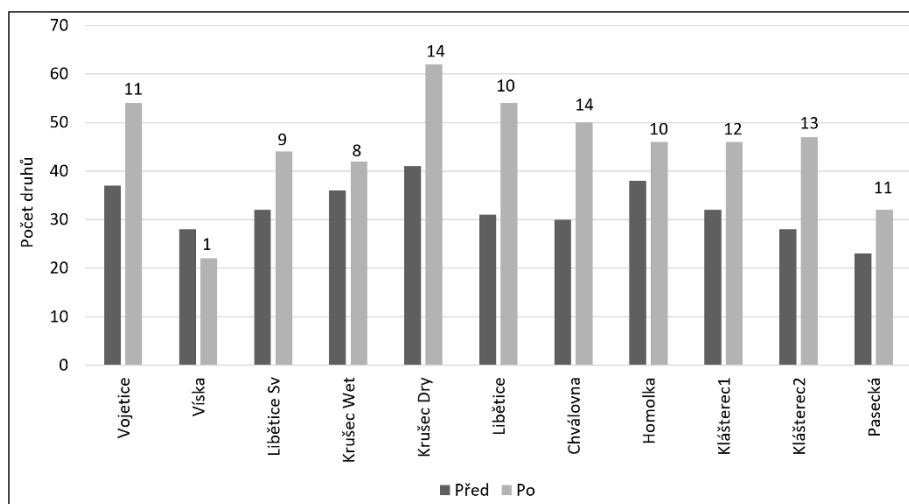


Obr. 4: Rozdíly v počtu uchycených druhů v závislosti na způsobu narušení před výsevem směsi. Písmena v horní části grafu ukazují průkazné rozdíly mezi jednotlivými variantami (Kruskal-Wallis test, $p < 0.005$).

Průkazný vyšel také Kruskal-Wallisův ($p=2.957e-06$) test rozdílů v počtu druhů mezi jednotlivými lokalitami, což znamená, že individuální odlišnosti jednotlivých ploch hrají významnou roli v druhové diverzitě. Tento výsledek jsem brala v potaz v mnohorozměrných analýzách, v nichž jsem lokalitu používala jako kovariátu.

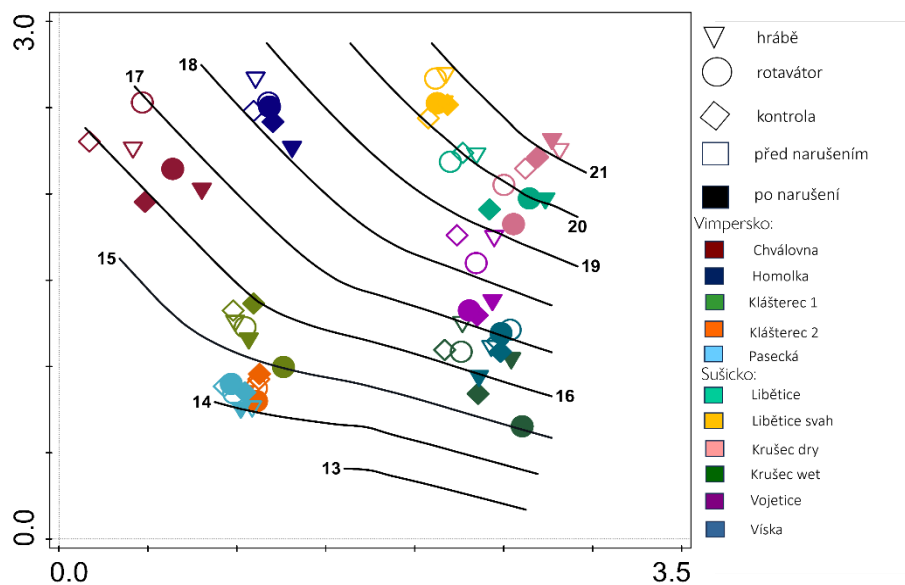
Jako průkazný vyšel také Kruskal-Wallisův ($p=6.303e-07$) test vlivu nadmořské výšky na počet uchycených druhů, z čehož vyplývá, že rozdíly v nadmořské výšce jednotlivých lokalit hrají roli v uchycování vysévaných druhů.

Na Obr. 5 jsou zobrazeny počty druhů na jednotlivých lokalitách před narušením a osetím a po něm. Z grafu je patrné, že na všech lokalitách kromě lokality Víška došlo k nárůstu počtu druhů.



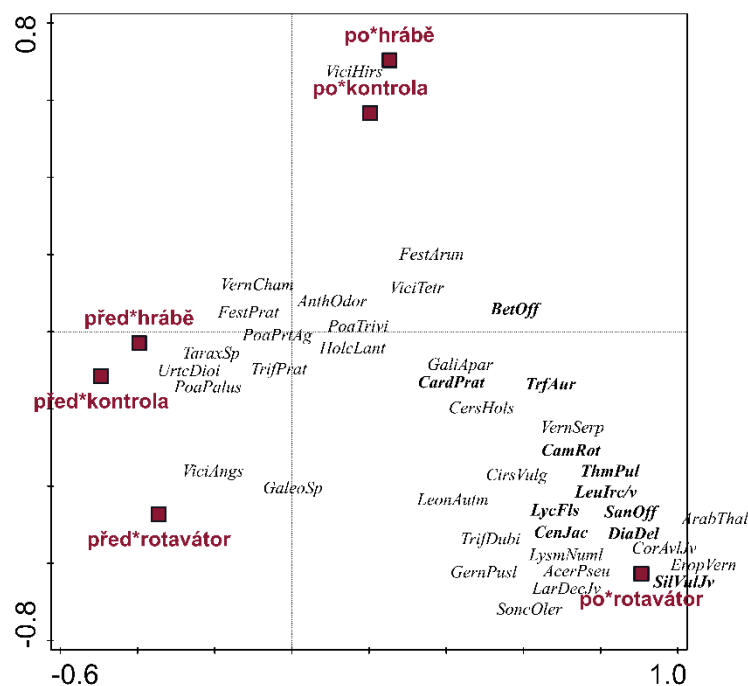
Obr. 5: Počty druhů na lokalitách před narušením a osetím a po něm. Čísla nad sloupci označují počet druhů vysévané směsi z celkového počtu nalezených. Lokality jsou seřazeny podle nadmořské výšky od nejnižší po nejvýše položenou.

V grafu na Obr. 6 je výsledek analýzy DCA kde se zobrazily rozdíly mezi lokalitami na Sušicku a Vimpersku, a zároveň se ukázala variabilita jednotlivých lokalit před a po provedení zásahu. Symboly pak označují jednotlivé lokality ve stavu před a po narušení a v různých variantách narušení. Významně se zde projevuje vliv gradientu pH (horizontální osa) - v levé části grafu se soustředilo Vimpersko a v pravé části Sušicko. Zřejmé jsou také rozdíly v gradientu vlhkosti, který můžeme vidět z odlišení ploch na vertikální ose. Můžeme tak říct, že lokality, které byly zhodnoceny jako sušší, byly jak před narušením, tak po něm druhově bohatší oproti lokalitám hodnocených spíše jako vlhčí. Na sušších lokalitách se také lépe uchycovala semena z vysévané směsi, což je patrné z výraznějších rozdílů v počtu druhů před narušením a po narušení. Z grafu je také zřejmé, že některé lokality se po narušení a osetí výrazně změnily (Chvállovna, Krušec wet), zatímco jiné zůstaly víceméně beze změny (Pasecká, Klášterec2).



Obr. 6: DCA na základě vegetačních záznamů ploch před a po zásahu. Izočarami je zobrazena průměrná druhová bohatost na snímek. Centroidy zobrazují vždy interakci lokalita x stav x zásah.

Efekt narušení je zřejmý také z grafu CCA (Obr. 7). Centroidy zde zobrazují interakci stavu a zásahu. Plochy před zásahem jsou si relativně podobné, zatímco varianta po zásahu rotavátorem se jasně odlišila od varianty „hrábě“ a „kontrola“. Narušení ploch pouze hráběmi nepřineslo žádné výrazné změny v druhovém složení společenstva. Naopak je zde patrná korelace druhů z vysévané směsi s narušením rotavátorem. Testované proměnné přispívají k celkové variabilitě 4,11 %, přičemž největší míru variability vysvětluje 1. osa. Na základě Monte-Carlo permutation testu (4999 permutací), vyšel vliv všech testovaných proměnných jako průkazný ($p=0.0002$, pseudo- $F=1.6$).



Obr. 7: Výsledky CCA na základě zaznamenaných vegetačních snímků před a po zásahu a různých variantách narušení. Lokalita byla zadána jako kovariáta. Zobrazeno je pouze 40 nejlépe fitujících druhů, druhy vysévané jsou zvýrazněny tučně.

5.2. Vliv abiotických faktorů na uchycování vysévaných druhů

V Tab. 1 jsou uvedeny všechny environmentální proměnné, jejichž výsledek v CCA s interactive selection vyšel průkazný. Dohromady vysvětlují 28,94 % variability. Největší vliv měly proměnné chemismu půdy a nadmořská výška. Z testovaných interakcí stavu a zásahu vyšla průkazně pouze interakce „po*rotavátor“.

Tab. 1: Výsledky CCA s interactive selection.

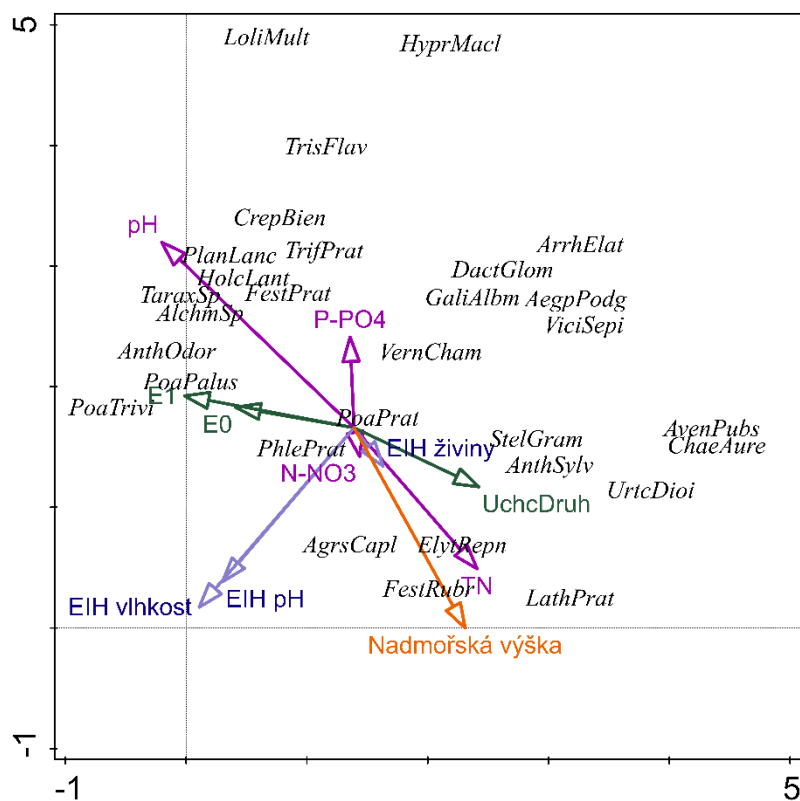
Proměnná	Vysvětlená variabilita %	pseudo-F	P(adj)
pH	6.4	13.5	0.00033
NO ₃	4.3	10	0.00033
Celkový N	3.5	8.3	0.00029
Nadm. výška	3.2	7.8	0.00029
PO ₄	2.9	7.5	0.00029
E ₁	1.5	4	0.00029
E ₀	1.4	3.5	0.00029
po*rotavátor	1	2.8	0.00029

Chemismus půdy

Všechny hodnocené proměnné stanovené rozborem půdy, vyšly průkazně, všechny tedy mají vliv na vegetaci ploch. Pomocí interactive forward selection jsem zjistila, že největší vliv měla půdní reakce, dále vyšly průkazně parametry množství dusičnanů, celkový dusík a množství fosforečnanů v půdě. Vysvětlující proměnné dohromady vysvětlily 29,19 % celkové variability.

Ellenbergovy indikační hodnoty

Výsledek DCA za základě vegetačních snímků dílčího datového souboru před zásahem a Ellenbergových indikačních hodnot je zobrazen na Obr. 8. Z grafu je patrný negativní vztah počtu uchycených druhů s celkovou pokryvností mechového a bylinného patra, což dokazuje, že vysévané druhy se lépe uchycují na plochách bez přítomnosti, nebo s nízkým zastoupením mechů a s nižším zápojem bylin. Vysévané druhy preferují spíše sušší a kyselejších plochy, neboť šipka zobrazující Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost a půdní reakci směřuje jiným směrem než šipka počtu uchycených druhů. Vyseté druhy se také spíše uchycovaly na lokalitách s nižším obsahem fosforu v půdě, ale překvapivě s vyšším zastoupením celkového dusíku a dusičnanů. Z grafu je rovněž patrný pozitivní vztah počtu uchycených druhů a nadmořské výšky, z čehož vyplývá, že druhy se lépe uchycovaly na výše položených plochách.



Obr. 8: DCA na základě vegetačních snímků dílčího datasetu před zásahem. Půdní charakteristiky, nadmořská výška, vegetační patra a Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH) byly vloženy ex post. Zobrazeno je 30 nejlépe fitujících druhů.

5.3. Srovnání klíčivosti v klimaboxu a reálné klíčivosti v terénu

V Tab. 2 jsou výsledky testu klíčivosti jednotlivých druhů, přepočítané na procenta z celkového počtu vyšetřovaných semen. Z prvního sloupce tabulky je patrné, že mnoho druhů v klimaboxu klíčilo velmi špatně. V druhém sloupci jsou počty ploch z celkového počtu 99, na nichž druh vyklíčil. V terénu nejlépe klíčily druhy: *Lathyrus pratensis*, *Cardamine pratensis*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Lychnis flos-cuculi*, *Trifolium aureum*. Druh *Briza media* byl z odečítání semenáčků v terénu vyloučen, neboť semenáčky tohoto druhu není možné vizuálně rozeznat od jiných druhů trav a jeho úspěšnost bude hodnocena až v druhé sezóně.

Tab. 2: Výsledek hodnocení klíčivosti semen na základě testu v klimaboxu a počtu ploch s výskytem druhu (počítána pouze presence/absence druhu na každé dílčí ploše v rámci lokality).

Druh	Klíčivost klimabox (%)	Počet ploch s výskytem druhu (z 99)
<i>Betonica officinalis</i>	1	32
<i>Briza media</i>	15	-
<i>Campanula rotundifolia</i>	0	27
<i>Cardamine pratensis</i>	30	46
<i>Centaurea jacea</i>	14	17
<i>Dianthus deltoides</i>	4	25
<i>Knautia arvensis</i>	0	19
<i>Lathyrus pratensis</i>	3	53
<i>Leucanthemum vulgare agg.</i>	35	38
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0	38
<i>Rhinanthus minor</i>	13	8
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	17
<i>Silene vulgaris</i>	7	3
<i>Thymus pulegioides</i>	0	23
<i>Trifolium aureum</i>	19	44

6. Diskuze

Tato práce se věnovala tématu obnovy druhově bohatých lučních porostů za použití regionální semenné směsi a konkrétně otázce, zda má způsob zemědělského narušení plochy před výsevem vliv na uchycování semen z vysévané semenné směsi. V práci jsem hodnotila také vliv makroklimatu, respektive nadmořské výšky a chemismu půdy. Okrajově se práce věnovala také testu klíčivosti vysévaných druhů.

Výsev semenné směsi a efekt zemědělského narušení

Obnově druhově bohatých travinných ekosystémů se věnovali například Conrad & Tischew, kteří uvádí výsev regionální směsi jako vhodný způsob zvýšení biodiverzity travinných ekosystémů (Conrad & Tischew, 2011). Má práce tento výsledek potvrdila, neboť z výsledků fytoocenologického snímkování provedeného před zemědělským narušením vyplývá, že použití regionální semenné směsi vede ke zvýšení druhové diverzity. Téměř na všech plochách došlo mezi lety 2022 a 2023 k nárůstu počtu druhů. Jedinou výjimkou byla lokalita Víška, kde se naopak počet druhů snížil. Důvodům této odchylky se budu věnovat níže. Terénním experimentem se také podařilo potvrdit, že zemědělské narušení významně ovlivňuje úspěšnost uchycování druhů z vysévané směsi, ta se nicméně liší v závislosti na typu narušení. Po narušení rotavátorem na většině ploch druhová diverzita vzrostla a k mírnému nárůstu došlo i po narušení hráběmi. Otázce narušení stávajícího porostu a výsevu se již dříve věnovali například Brown & Bugg, kteří zjistili, že narušení plochy před výsevem směsi výrazně zvýšilo pokryvnost vysévaných rostlin (Brown & Bugg, 2001). Zajímavým výsledkem je, že ke změně druhového složení došlo i v případě ploch kontrolních, na nichž žádné narušení nebylo provedeno. Vysvětlení nabízí například Török et al., který se věnoval hodnocení různých variant přípravy plochy a osevu. Ve své práci uvádí, že mezi jednotlivými plochami s různým narušením může docházet ke vzájemnému ovlivnění (Török et al., 2011). Toto riziko jsme zohlednili a při zakládání experimentu jsme mezi jednotlivými variantami narušení ponechali vždy mezeru 1 metr, nicméně vzhledem k výsledkům toto opatření pravděpodobně nebylo dostatečné. Pokryvnost mechového a bylinného patra je jedním z faktorů výrazně snižujících úspěšnost uchycování vysévaných druhů. Avšak pouze jejich odstranění ke zvýšení druhové diverzity nestačí a k úspěšnému obohacení je nutné vytvořit větší množství ploch s holou půdou, kde se mohou vysévané druhy uchycovat. Toto zjištění se shoduje s výsledkem práce Kiehl et al., která uvádí, že uchycování druhů je nejméně úspěšné, pokud je výsev prováděn na plochy s obnaženou půdou. Z toho důvodu se jako nejvhodnější jeví

narušení plochy pomocí rotavátoru (Kiehl et al., 2010). Ke stejnému závěru došla také práce, kterou zpracovával Hopkins et al. – na plochách narušených rotavátorem ve většině případů došlo k nárůstu počtu druhů oproti plochám narušeným bránami (respektive hráběmi v našem případě) (Hopkins et al., 1999).

Chemismus půdy

Z výsledků analýz chemismu půdy vychází, že nejvýrazněji se projevuje vliv pH. Vysévané druhy se lépe uchycovaly spíše na plochách kyselejších. Vyšší pH naopak na obnovu porostů může působit negativně, neboť více vyhovuje druhům ruderním (Ellenberg et al., 1991). Naopak vyšší obsah půdního dusíku se na úspěšnosti uchycování vysévaných druhů neprojevil ani pozitivně, ani negativně. Z toho soudím, že samotné klíčení není na množství dusíku v půdě závislé. Jeho efekt se však může projevit v následujících letech, kdy na plochách s vyšším obsahem dusíku bude vývoj směřovat spíše k druhově chudšímu společenstvu s menším počtem druhů, jak uvádí například Tilman nebo Lyons et al. (Tilman, 1987; Lyons et al., 2023). Tento vývoj však můžeme v tuto chvíli pouze odhadovat a k jeho potvrzení by bylo nutné experimentální plochy sledovat dlouhodobě (Conrad & Tischew, 2011).

Sledované lokality se od sebe poměrně jednoznačně liší z hlediska půdní reakce – na Vimpersku je pH nepatrně nižší než na Sušicku. Určujícím faktorem v tomto případě může být předchozí hospodaření v těchto oblastech – zatímco plochy Sušicka byly posledních několik desítek let využívány ke konvenčnímu zemědělství, na plochách Vimperska dlouhodobě jakýkoliv management chyběl a zemědělsky využívané jsou až v posledních letech. Z toho důvodu tamní půdy obsahují větší množství organické hmoty a kvalitnější půdní edafon, který přispívá k mírnému snížení pH (Basto, Thompson & Rees, 2014; Šantrůčková et al., 2018). Dalším možným vysvětlením úspěšnějšího uchycování na kyselejších plochách je fakt, že směs byla namíchána z druhů spíše preferujících kyselou půdní podmínku (Ellenberg et al., 1991).

Na úspěšnost uchycování vysévaných druhů mohlo mít vliv i využívání bezprostředního okolí sledovaných ploch. To se pravděpodobně projevilo zejména na výše zmíněné lokalitě Víška, kde po narušení a výsevu došlo mezi jednotlivými roky dokonce ke snížení druhové diverzity. Vzhledem k tomu, že na okolních loukách je dlouhodobě prováděna pastva hovězího dobytka, dochází zde dlouhodobě k silným splachům organických látek a výraznému obohacení plochy o amonné ionty, což se následně projevilo snížením druhové diverzity. Toto zjištění tedy dokazuje známý fakt, že eutrofizace vede k porostu s výskytem menšího počtu druhů a ke

vzniku společenstva s převahou vysokostébelných travin oproti dvouděložným rostlinám. To mimo jiné potvrzují závěry práce Janssense, který se otázce vlivu chemismu půdy na druhovou diverzitu společenstva věnoval (Janssens, 1998). Efekt předchozího využívání byl patrný také v případě lokality Libětice, v jejíž bezprostřední blízkosti se v minulosti nacházel kompost a docházelo tak k výraznému obohacení plochy o fosfor. I přes vysoký obsah živin se však narušením a výsevem podařilo druhovou diverzitu navýšit. Podobně tomu bylo u lokality Vojetice, kde byla v posledních 10 letech provedena zemědělská obnova porostu konvenční jetelotravní semennou směsí. I zde se původně druhově chudé společenstvo podařilo obohatit. Nicméně je otázkou dalších let, zda se vyseté druhy na těchto konkrétních lokalitách udrží, nebo zda budou postupně vytlačeny konkurenčně silnějšími druhy, na což upozorňuje například Jongepierová (Jongepierová, 2012). Jak zjistil Török et al., u ploch s vysokým obsahem živin vždy hrozí riziko kolonizace několika konkurenčně silnými travinami, čímž může být omezena možnost uchycení cílových druhů (Török et al., 2019).

Teplota a vlhkost

Jedním z cílů práce bylo otestovat vliv teploty a půdní vlhkosti na úspěšnost uchycování vysávaných druhů a k tomu účelu byly na všechny plochy umístěny datalogery. Bohužel z technických důvodů nebylo možné z nich naměřené výsledky získat a z toho důvodu byla jako zástupná proměnná pro účely této práce zvolena nadmořská výška (Grytnes & McCain, 2007). Výsledkem je zjištění, že vysávané druhy se lépe uchycovaly na plochách s vyšší nadmořskou výškou, což může být vysvětleno přítomností úživnějších půd v nižších polohách z důvodu rychlejšího rozkladu. Ten způsobil vyšší pokryvnost porostu a tudíž i vyšší konkurenci, jak vyplývá například z práce Fan et al. (Fan et al., 2021). Vyšší teplota v nižších nadmořských výškách stojí za vyšší produktivitou ekosystémů, vyseté druhy proto neměly takovou šanci na uchycení jako na chudších loukách ve vyšších nadmořských výškách s nižší průměrnou roční teplotou.

Klíčivost

Projevil se poměrně výrazný rozdíl mezi výsledkem klíčivosti testované v klimaboxu a počtem semen uchycených v terénu. Tento výsledek je v rozporu se zjištěním například práce Valko et al., která se srovnáním klíčivosti v laboratorních podmínkách a v terénu věnovala a uvádí vyšší úspěšnost klíčivosti v klimaboxu z důvodu konstantních podmínek příznivých pro

většinu druhů (Valkó et al., 2018). Tyto výrazné rozdíly v klíčivosti v mé práci je možné přičíst několika faktorům. Jednou z možností je, že pro zahájení klíčení semena vyžadují vyšší vlhkost prostředí, než bylo možné zajistit v klimaboxu. Dalším faktorem může být potřeba delší jarovizace mrazem. Ačkoliv byla semena před testem umístěna do minusových teplot, na základě metodiky, kterou vypracoval Baskin & Baskin, některé druhy pravděpodobně vyžadují pro zahájení klíčení delší pobyt v mrazu, což bylo v terénu zajištěno zimní sezónou (Baskin & Baskin, 2014). U některých semen se silným obalem byla prokázána vyšší míra klíčivosti v terénu oproti laboratorním pokusům, neboť semena těchto druhů vyžadují mechanické narušení pro zahájení klíčení (Valkó et al., 2018). V případě zpracování práce zaměřené výhradně na klíčivost jednotlivých druhů by bylo vhodné těmto specifickým požadavkům věnovat větší pozornost, nicméně předmětem této práce bylo otestovat směs jako celek a z toho důvodu byly podmínky nastavené pro všechny druhy stejně.

7. Závěr

Regionální semenné směsi jsou stále častěji využívaným prostředkem pro obnovu druhově bohatých lučních porostů. Cílem této práce bylo pomocí terénního pokusu otestovat úspěšnost uchycování semenné směsi pro Šumavu v závislosti na způsobu zemědělského narušení, chemismu půdy, teplotě a půdní vlhkosti.

Podařilo se prokázat, že pokryvnost bylinného a mechového patra výrazně limituje uchycování vysévaných semen a pro úspěšné obohacení porostu je nutné vytvořit větší počet míst s holou půdou, což je vysvětleno zjištěním, že k nejvyššímu obohacení druhové diverzity došlo na plochách narušených rotavátorem. Z hlediska chemismu půdy hraje největší roli půdní reakce, bylo prokázáno, že semena se lépe uchycovala na plochách spíše kyselejších. Omezujícím faktorem z hlediska chemismu je vysoký obsah fosforečnanů.

Závěrem je možné říct, že regionální semenná směs je funkčním nástrojem obnovy lučních porostů. Je nicméně nutné plochu před výsevem odpovídajícím způsobem připravit a rovněž brát v potaz obsah živin v půdě.

8. Literatura

- Albrecht, J., et al., 2003. *Českokobudějovicko*. In: Mackovčín, P., Sedláček, M. Chráněná území ČR, svazek VIII. AOPK ČR, Praha.
- Baldock, J., A., Nelson, P., N., 2000. Soil Organic Matter. In: Sumner, M., E., *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton USA, B25 – B84.
- Batjes, N., H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *British Society of Soil Science, European Journal of Soil Science*, 65, 4–21.
- Baskin, C., Baskin, J. M., 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Druhé vydání. Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- Basto, S., Thompson, K., Rees, M., 2014. The effect of soil pH on persistence of seeds of grassland species in soil. *Plant Ecology*, 216(8), 1163-1175.
- Batjes, N. H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65, 4–21. Society of Soil Science.
- Beneš, J., 1995. Les a bezlesí. *Vývoj synantropizace české části Šumavy*. Zlatá stezka – sborník Prachatického muzea, 2 roč. 11-33.
- Bičík, I., Kupková, L., Jeleček, L., Kabrda, J., Štych, P., Janoušek, Z., Winklerová, J., 2015. *Land Use Changes in the Czech Republic 1845–2010. Socio-Economic Driving Forces*. Springer Geography.
- Bilošová, H., 2017. *Vliv různého managementu travních porostů na půdní parametry*. Disertační práce. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci.
- Brown, C.S., Bugg, R.L., 2001. *Effects of established perennial grasses on introduction of native forbs in California*. *Restoration Ecology*, 9, p. 38-48.
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1992. *Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence*. *Soil Science Society of America*, 56: 777-783.
- Capelli, S., L., Domeignoz-Horta, L., A., Loaiza, V., Laine, A., L., 2022. Plant biodiversity promotes sustainable agriculture directly and via belowground effects. *Trends in Plant Science*, 27/7.
- Collinge, S.K., Prudic, K.L., Oliver, J.C., 2001. *Effects of Local Habitat Characteristics and Landscape Context on Grassland Butterfly Diversity*. *Conservation Biology*, 17/1, 178-187.
- Conrad, M. K., Tischew, S., 2011. *Grassland restoration in practice: Do we achieve the targets? A case study from Saxony-Anhalt/Germany*. *Ecological Engineering* 37/8, p. 1149-1157.
- Cornelissen, J., H., C., 1996. An Experimental Comparison of Leaf Decomposition Rates in a Wide Range of Temperate Plant Species and Types. *Journal of Ecology*, 84/ 4: 573-582. British Ecological Society.
- Culek, M., Grulich, V., Laštůvka, Z., Divíšek, J., 2013. *Biogeografické regiony České Republiky*. Brno, Masarykova univerzita.

ČÚZK, 2023. *Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky*. Český úřad zeměměřičský a katastrální, Praha.

Demek, J., Mackovčín, P. et al., 2006. *Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR*. AOPK ČR, Brno.

Di Giulio, M., Edwards, P.J., Meister, E., 2001. *Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure*. *Journal of Applied Ecology*, 38, 310-319.

Donath, T.W., Schmiede, R., Otte, A., 2015. *Alluvial grasslands along the northern upper Rhine—nature conservation value vs. agricultural value under non-intensive management*. *Agr Ecosyst Environ*, 200: 102-109.

Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C., Doube, B.M., Gupta, V. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, pp. 1–28.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D., 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mittel-europa*. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.

Fan, L-L., Mekrovar, O., Li, M-Y., Li, K-H., Ma X-X., Mao, J-F., 2021. *Effect of Nutrient Addition on the Productivity and Species Richness of Grassland Along With an Elevational Gradient in Tajikistan*. *Frontiers in Plant Science*, 12.

Grytnes, J-A., McCain, C. M., 2007. *Elevational trends in biodiversity*. *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier.

Hardegree, S. P., Boehm, A. R., Glenn, N. F., Sheley, R. L., Reeves, P. A., Pastick, N. J., Hojjati, A., Boyte, S. P., Enterkine, J., Moffet, C. A., Flerchinger, G. N., 2022. *Elevation and Aspect Effects on Soil Microclimate and the Germination Timing of Fall-Planted Seeds*. *Rangeland Ecology & Management*, 85:15-27.

Hejčman, M., Hejčmanová, P., Pavlů, V., Beneš, J., 2013. *Origin and history of grasslands in central europe - A review*. *Grass and Forage Science*. 68/3: 345-363.

Hopkins, A., Pywell, R.F., Peel, S., Johnson, R.H., Bowling, P.J., 1999. *Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK*. *Grass and Forage Science*, 54, p. 163-173.

Chapin, F., S., Zavalete, E., S., Eviner, V., T., Naymor, R., L., Vitousek, P., M., Reynolds, H., L., Hooper, D., U., Lavorel, S., Sala, O., E., Hobbie, S., E., Mack, M., C., Díaz, S., 2000. *Consequences of changing biodiversity*. *Nature*, vol. 405.

Chytrý, M., et al., 2017. *Current Vegetation of the Czech republic*. *Plant and Vegetation*, 14.

Chytrý, M., Tichý, L., Dřevojan, P., Sádlo, J., Zelený D., 2018. *Ellenberg-type indicator values for the Czech flora*. *Preslia* 90: 83–103.

Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. B., Bekker, R. M., Fillat, F., Oomes, M. J. M., 1998. *Relationship between soil chemical factors and grassland diversity*. *Plant and Soil*, 202: 69–78.

Jongepierová, I. & Poková, H., 2006. *Obnova travních porostů regionální směsí*. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

- Jongepierová, I. & Poková, H., 2006. Praktické a organizační aspekty při realizaci projektů obnovy druhově bohatých trvalých travních porostů (na příkladu Bílých Karpat). In: *Botanika a ekologie obnovy. Zprávy české botanické společnosti, Praha*. 41/21: 73-76.
- Jongepierová, I., 2012. Obnova luk v Chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty. *Životné prostredie*, 46/3: 119-123.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis*. West Sussex, Florida, Belhaven Press, CRC Press.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., Hölzel, N., 2010. *Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe*. *Basic and Applied Ecology* 11/4, p. 285-299.
- Kirmer, A., Tischew, S., 2010. *The EU-Salvere project: producing native seeds using threshing material and species-rich hay from grasslands*. 7th European Conference on Ecological Restoration Avignon, France, 23-27/08/2010.
- Kohoutek, A., Odstrčilová, V., Nerušil, P., Komárek, P., 2007. *Obnova trvalých travních porostů v LFA*. VÚRV, v.v.i., Praha.
- Konvička, M., Fric, Z. & Beneš, J., 2006. *Butterfly extinctions in European states: Do socioeconomic conditions matter more than physical geography?* *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 82-92.
- Kučera, T., 2007. *Arrhenatherion elatioris Luquet 1926 - Mezofilní ovsíkové a kostřavové louky*. - In: Chytrý M. (ed.), *Vegetace České republiky 1. díl, Travinná a keříčková vegetace*, Academia Praha, p. 168-181.
- Křížek, M. & Uxa, T., 2013. *Morphology, Sorting and Microclimates of Relict Sorted Polygons, Krkonoše Mountains, Czech Republic*. *Permafrost and Periglac. Process*, 24: 313-321.
- Leite, M., Tambosi, L. R., Romitelli, I., Metzger, J. P., 2013. *Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review*. *Natureza & Conservação* 11/2, 108-118.
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2014. *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco 5*. Cambridge University Press.
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2014. *Biostatistika*. Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Lepš, J. & Šmilauer, P., 2020. *Biostatistics with R. An introductory Guide for Field Biologists*. Cambridge University Press.
- Lyons, K. G. Török, P., Hermann, J.-M., Kiehl, K., Kirmer, A., Kollmann, J., Overbeck, G. E., Tischew, S., Allen, E. B., Bakker, J. D., Brigham, C., Buisson, E., Crawford, K., Dunwiddie, P., Firn, J., Grobert, D., Hickman, K., Stradic, S. LE., Temperton, V. M, 2023. *Challenges and opportunities for grassland restoration: A global perspective of best practices in the era of climate change*. *Global Ecology and Conservation*, 46.
- Máková, M., Čermáková, K., 2021. Zemědělské půdy je zase méně. *Statistika&my – ČSÚ*, 1. 8. 2021. <https://www.statistikaamy.cz/2021/12/08/zemedelske-pudy-je-zase-mene>

- Matthews, J. W., & Endress A. G., 2010. *Rate of succession in restored wetlands and the role of site context*. *Applied Vegetation Science*, 13:346-355.
- Moeslund, J. E., Arge, L., Bocher, P. K., Dalgaard, T., Ejrnaes, R., Odgaard, M. V., Svenning, J.-C., 2013. *Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands*. *Biodivers Conserv* 22: 2151–2166.
- Neina, D., 2019. The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019, 1-9.
- Otto, R., Krüssi, B. O., Burga, C. A., Fernández-Palacios, J. M., 2006. *Old-field succession along a precipitation gradient in the semi-arid coastal region of Tenerife*. *Journal of Arid Environments*, 65, p. 156–178.
- Paul, E. A., Clark, F. E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., San Diego.
- Piccolo, A., 1996. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier Science.
- Porazinska, D. L., R. D. Bardgett, M. B. Blaauw, H. W. Hunt, A. N. Parsons, T. R. Seastedt, & D. H. Wall, 2003. *Relationships at the aboveground-belowground interface: Plants, soil biota, and soil processes*. *Ecological Monographs*, 73: 377–395.
- Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., Tallwin, J. R., 2009. *Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands*. *Journal of Applied Ecology*, 46: 369–379.
- Prach, K., Jongepierová, I., Jírová, A., Lencová, K., 2009. Ekologie obnovy, IV. Obnova travinných ekosystémů. *Živa*, 4/2009: 165-168.
- Prach, K., Štech, M., Beneš, J., 1996. Druhotné bezlesí – opomíjená složka biodiverzity Šumavy. *Silva Gabreta*, 1/1996: 243-247.
- Prach, K., 2015. Obnova travinných ekosystémů v současné ekologii obnovy. In: Management a obnova travinných ekosystémů. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 50, Mater. 26.
- Prach, K., Karešová, P., Jírová, A., Dvořáková, H., Konvalinková, P., Řehouňková, K., 2015. Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 23/3, 310-314.
- Prach, K., Fajmon, K., Řehouňková, K., Jongepierová, I., 2021. Hierarchy of environmental factors driving restoration of dry grasslands: A multi-site analysis. *Applied Vegetation Science*.
- Prach, K., Řehouňková, K., 2006. Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia*, 78: 469-480.
- Prach, K., Pyšek, P., Jarošík, V., 2007. *Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats*. *Journal of Vegetation Science* 18: 701-710.
- Rstudio Team (2022) „*RStudio: Integrated Development Environment for R*“. Boston, MA. Dostupné z: <http://www.rstudio.com/>.

- Ruprecht, E., 2006. *Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields*. *Restoration Ecology* 14/3, 473–480
- Squires, V. R., Feng, H., 2018. Brief History of Grassland Utilization and Its Significance to Humans. In: Squires, V. R., Dengler, J., Feng, H., Hua, L., *Grasslands of the World. Diversity, Management and Conservation*. CRC Press, Taylor & Francis Group, p. 3-12.
- Swift, M. J., O. W. Heal, J. M. Anderson, 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell, Oxford, UK.
- Šantrůčková, H., Kaštovská, E., Bárta, J., Miko, L., & Tajovský, K., 2018. *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Šimek, M., Hynšt, J., Malý, S., 2021. *Živá půda. Minerální živiny*. *Živa* 6/21.
- Tasser, E., Tappeiner, U., 2002. *Impact of land use changes on mountain vegetation*. *Appl. Veg. Sci.* 5, 173–184.
- ter Braak, C. F. J. a Šmilauer, P. (2018) *Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination, Version 5.10 Microcomputer power*. Ithaca, USA.
- Tilman, D., 1987. Secondary Succession and the Pattern of Plant Dominance Along Experimental Nitrogen Gradients. *Ecological Monographs*, 57/ 3, 189-214.
- Tolasz, R., 2007. *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, Praha. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S., Tóthmérész, B., 2011. *Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs*. *Biodiversity and Conservation* 20, p. 2311–2332.
- Török, P., Janišová, M., Kuzemko, A., Rusina, S., Stevanović, Z. D., 2018. Grasslands, their Threats and Management in Eastern Europe, In: *Grasslands of the World. Diversity, Management and Conservation*. Taylor & Francis Group.
- Török, P., Brudvig, L. A., Kollmann, J., Price, J. N., Tóthmérész, B., 2021. *The present and future of grassland restoration*. *Restoration Ecology* 29/1.
- Úlehlová, B., Tesařová, M., 1998. Cycling of mineral elements. In: Vančura, V., Kunc, F. *Soil microbial associations*, Academia, Praha.
- Sheridan, H., Finn, J.A., Culleton, N., O'Donovan, G., 2007. *Plant and invertebrate diversity in grassland field margins*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123, 225–232
- SPPK D02 001: 2017 Obnova travních porostů s využitím regionálních směsí osiv
- Sylvain, Z., A., Wall, D., H., 2011. Linking soil biodiversity and vegetation: implications for a changing planet. *American Journal of Botany* 98/3: 517–527.
- Šimek, M., 2008. Skleníkové plyny v půdě. Dusíkaté plyny – oxid dusný. *Vesmír* 87, 758, 2008/11
- Šarapatka, B., Hejduk, S., Čížková, S., 2005. *Trvalé travní porosty v ekologickém zemědělství*. PRO-BIO, Šumperk.

Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Migléc, T., Radócz, S., Sonkoly, J., Tóthmérész, B., Török, P., Deák, B., 2018. *Cultural heritage and biodiversity conservation – plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds*. *Nature Conservation* 24, p. 65–80.

Verhoeven, K. J. F., Simonsen, K. L., McIntyre, L. M., 2005. *Implementing false discovery rate control: increasing your power*. *Oikos*, 108: 643 – 647.

Zahradnický, J., Mackovčín, P., et al., 2004. Plzeňsko a Karlovarsko. In: Mackovčín, P., Sedláček, M. *Chráněná území ČR*, svazek XI. AOPK ČR, Praha.

Zak, D.R., Holmes, W. E., White, D. C., Peacock, A. D., Tilman, D., 2003. *Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links?* *Ecology*, 84/8, 2042 – 2050.

<http://csop.bilekarpaty.cz/pece-o-krajinu/ukoncene-projekty/projekt-salvere/m38>

Projekt „Regionální směsi osiv jako účinný nástroj ochrany diverzity lučních biotopů“, program CZ-ENVIRONMENT, č. projektu 3211100009. (<https://louky.cz/projekt>)

9. Přílohy

Tab. 1: Seznam všech vysévaných druhů včetně přesné navážky použité při výsevu do každé z experimentálních ploch 1x1m.

Druh	Navážka (g)
<i>Betonica officinalis</i>	0.052
<i>Briza media</i>	0.140
<i>Campanula rotundifolia</i>	0.012
<i>Cardamine pratensis</i>	0.030
<i>Centaurea jacea</i>	0.084
<i>Dianthus deltoides</i>	0.008
<i>Knautia arvensis</i>	0.037
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.440
<i>Leucanthemum vulgare agg.</i>	0.052
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0.024
<i>Rhinantus minor</i>	0.120
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0.120
<i>Silene vulgaris</i>	0.014
<i>Thymus pulegioides</i>	0.012
<i>Trifolium aureum</i>	0.060

Tab. 2: Výsledky chemické analýzy půdních vzorků.

Lokalita	pH	NO3 mg/kg	P-PO4 mg/kg	Celk. N mg/kg
Sušicko				
Vojetice	5.61	3.254	17.859	4952.83
Libětice	5.65	3.594	174.022	4592.93
Libětice svah	5.37	2.718	41.309	4594.82
Víska	5.64	11.607	31.457	5286.5
Hořejší Krušec WET	5.6	2.066	5.582	3708.34
Hořejší Krušec DRY	5.69	1.666	8.647	3854.71
Vimpersko				
Homolka	5.35	5.262	22.158	4867.04
Pasecká	5.29	4.062	38.858	3608.53
Chválovna	5.29	6.371	7.758	6096.89
Kláštorec I	5.3	5.042	41.492	6261.43
Kláštorec II	5.07	1.618	15.839	6546.83



Obr. 1: Test klíčivosti v klimaboxu - výsev semen na substrát.



Obr. 2: Test klíčivosti v klimaboxu – výsev semen na filtrační papír.



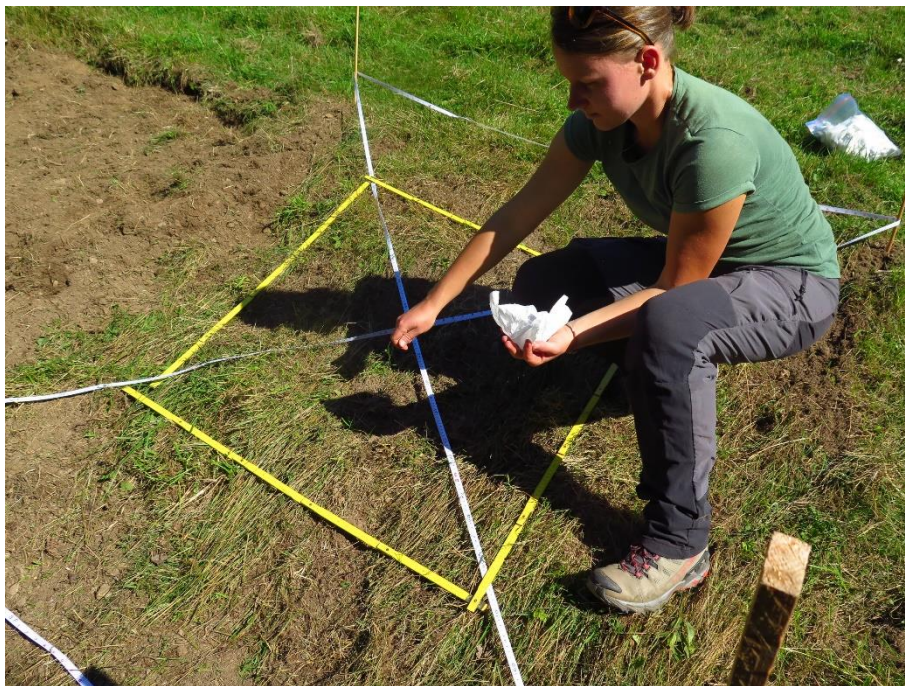
Obr. 3: Vytyčení experimentální plochy (lok. Chválovna).



Obr. 4: Narušení plochy hráběmi.



Obr. 5: Narušení plochy rotavátorem.



Obr. 6: Výsev do vnitřního čtverce 1x1 m.



Obr. 7: Plocha bezprostředně po narušení a osetí.