

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Ústav pro životní prostředí

Obor: Ochrana životního prostředí



Bakalářská práce

Možnosti využití postindustriálních ploch k obnově lučních ekosystémů

Possibilities to restore seminatural meadows in post-industrial sites

Petra Kolářová

Školitel: Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2011

Abstrakt

Postindustriální krajinu tzv. brownfields, představují plochy bezprostředně devastované a opuštěné průmyslovou výrobou, těžbou, nebo jinou průmyslovou činností (výrobní areály, skládky odpadů, vytěžené plochy, výsypky apod.), ale také zastavěné areály zanechané na místě po zániku zemědělské výroby. Přitom na těchto silně narušených stanovištích, kde probíhá primární sukcese, často dochází k obnově cenných ekosystémů. To ukazuje na potenciál těchto ploch pro obnovu přírodě blízkých ekosystémů. Jedním z možných využití těchto ploch by se mohlo stát zakládání druhově bohatých luk, které by navrátily danému lučnímu ekosystému jeho původní funkci a mohly přitom využít oligotrofního charakteru alespoň u části těchto ploch. Cílem této práce je shrnout literární údaje o faktorech ovlivňujících složení a diverzitu luk, popsat metody jejich obnovy a zhodnotit možnosti jejich využití pro obnovu luk na postindustriálních plochách. V závěru jsou následně prezentovány výsledky pokusu o obnovu druhově bohatých luk na výsypkách v okolí Sokolova.

Klíčová slova: louky, postindustriální plochy, obnova, výsypky

Abstract

The post-industrial sites (brownfields) are sites which were devastated and abandoned by industrial production (generation areas, dumping grounds, mining areas...), but buildings and paved areas abandoned by agricultural production, too. On the other hand on these very disturbed places, primary succession, may leads to recovery of valuable ecosystems. It shows the potential of these areas for the restoration of valuable near natural ecosystems. One of the possibilities how to use these areas could became establishing species rich meadows rich, which could return to the meadow ecosystem his original function. They could benefit from oligotrophic status, at least some of these sites, too. The aim of this work is to summarize the information about factors which influence structure and diversity of meadows, their restoration and assess chance post-industrial sites utilization for the recovery of species rich meadows. Finally results of experiment about restoration of species-rich meadow ecosystems on mine spoil dumps in the surrounding of Sokolov are represented.

Keywords: meadows, post industrial sites, post-mining sites, restoration.

Prohlášení:

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

V Praze,

Podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala především svému vedoucímu práce Doc. Ing. Mgr. Janu Frouzovi, CSc. za trpělivost a veškeré odborné rady. A dále Mgr. Ondřejovi Mudrákovi za pomoc při fytoceologickém snímkování přenesených drnů. Poděkování patří i mé rodině za podporu během celého studia.

Obsah

1. Úvod	7
2. Vznik a funkce luk	9
2.1. Vývoj a druhy luk	9
2.2. Produkční a mimoprodukční funkce luk	11
2.3. Legislativní ochrana luk	12
3. Hlavní faktory ovlivňující složení a diverzitu lučních ekosystémů	14
3.1. Faktory určující diverzitu lučních ekosystémů	14
3.2. Vliv managementu na diverzitu	16
3.2.1. Kosení	16
3.2.2. Pastva	18
3.2.3. Mulčování	19
3.2.4. Vypalování	19
3.2.5. Vápnění a hnojení	20
3.3. Vyhodnocení typů managementů	21
4. Obnova lučních ekosystémů	23
4.1. Faktory ovlivňující počet druhů	23
4.2. Metody introdukce druhů	25
4.2.1. Regionální směs semen	25
4.2.2. Komerční směs semen	25
4.2.3. Přenos sena obsahujícího semena	26
4.2.4. Obnova louky pomocí přenesených drnů nebo půdy obsahující semena	26
5. Průmyslově disturbované zóny a obnova luk	28
5.1. Postindustriální plochy	28
5.2. Revitalizační metody	30
5.3. Obnova luk na postindustriálních plochách	32
6. Vlastní projekt	36
6.1. Úvod	36
6.2. Metodika	36
6.3. Výsledky	38
6.4. Diskuze	39
7. Závěr	41

Literatura

42

Přílohy

50

1. Úvod

Luční ekosystémy, i když jsou v současnosti převážně antropogenního původu, se staly nedílnou součástí krajiny střední Evropy. Zaujímají zde velice důležitou roli jak svými produkčními funkcemi v zemědělství, tak i mimoprodukčními. Louky mají nenahraditelnou schopnost zadržovat vodu, stabilizovat půdu, svou přítomností zlepšují její strukturu a chrání ji proti znečištění. Mezi další důležité funkce pro člověka patří jejich estetická funkce a zásadní role pro zachování biodiverzity (Fiala 2007, Mrkvička a kol. 2007). Louky významným způsobem obohacují diverzitu kulturní krajiny, odhaduje se, že odstraněním luk by diverzita této krajiny klesala přinejmenším o třetinu druhů (Reichholf, 1999).

Již od neolitické revoluce se plocha luk postupně rozrůstala a jejich rozvoj se ještě urychlil během středověké kolonizace. Tento trend trval až do minulého století. Teprve s orientací na průmyslové zemědělství se stavy mnoha druhů kulturní krajiny snížily. Intenzivní hnojení a chemické látky na ochranu kultur mají velmi nepříznivý vliv na druhovou bohatost. Hlavní faktory ovlivňující složení a diverzitu lučních ekosystémů kromě abiotických a biotických faktorů určuje i kosení, pastva a především množství hnojení. Zkoumáme-li změny podrobněji, ukazuje se, že druhová bohatost tradiční kulturní krajiny je značně závislá na oligotrofii půd (Reichholf, 1999).

Množství druhově bohatých luk ubývá, naproti tomu množství postindustriálních ploch v Evropě od 70. let 20. století roste. V České republice nastartovaly její vznik na poměrně rozsáhlých plochách až politické změny v roce 1989 (Kolejka, 2006). Postindustriální krajinu tzv. brownfields představují plochy zcela nebo částečně opuštěné, u nichž je problém s jejich dalším využitím, tedy především plochy bezprostředně devastované a opuštěné průmyslovou výrobou (výrobní areály, skládky odpadů, vytěžené plochy, výsypky apod.), ale také zastavěné areály opuštěné zemědělskou výrobou (Kolejka, 2006). Vráblík (2009) v rámci vyhledávací studie lokalizoval celkem takových 2355 míst, jejichž celková rozloha celkem činila 10 362 ha a plocha zastavěná objekty pokrývala přibližně 412 ha. Studie provedla syntézu dat ze všech krajů kromě Prahy, evidovala brownfields od velikosti cca 1 ha, ale nezahrnuje tzv. „těžební brownfields“. Celkový počet brownfieldů je ale podstatně vyšší, v roce 2004 se uváděl odhad 8500 až 11 700 lokalit typu brownfield o celkové rozloze 27–38 tisíc ha (Vráblík, 2009). Tyto plochy sužují značné problémy počínající záborem půdního fondu, kontaminací půd, narušení hydrologického režimu a tím i

znehodnocení krajiny, což dále narušuje jejich další využitelnost (Pěgřímek a kol., 2004). Postindustriální krajina je vnímána jako problematická, a vyžaduje regeneraci, která je značně finančně náročná a metody obnovy často z hlediska zachování druhové bohatosti nevhodné. Přitom na některých těchto silně narušených stanovištích, kde probíhá primární sukcese, často dochází k obnově cenných ekosystémů (Prach a kol., 2010).

To ukazuje na potenciál těchto ploch pro obnovu přírodě blízkých ekosystémů (Prach a kol., 2010). Jedním z možných využití těchto ploch by se mohlo stát zakládání druhově bohatých luk, které by navrátily danému lučnímu ekosystému jeho původní funkci a mohly přitom využít oligotrofního statusu alespoň u části těchto ploch.

Cílem této práce je shrnout literární údaje o postindustriálních plochách a zhodnotit možnosti jejich využití pro obnovu druhově bohatých luk. V závěru pak jsou prezentovány výsledky pokusu o obnovu druhově bohatých luk na výsypkách v okolí Sokolova.

2. Vznik a funkce luk

2.1. Vývoj a druhy luk

V rámci čtvrtohorního klimatického cyklu představuje doba poledová (holocén) nejmladší teplé období v posledních 12 tisíciletích, které trvá dodnes. Stejně jako jinde ve střední Evropě platí, že v ledových dobách převládalo bezlesí, zatímco interglaciály se vyznačovaly téměř souvislým zalesněním (Jongepierová, 2008). Plochy bez stromů existovaly prakticky jen na pobřeží a na vrchovištních rašeliništích (Reichholf, 1999).

Po ústupu pevninského ledovce ze střední Evropy přetrvávalo v naší krajině (ke konci tohoto období už jen ostrůvkovitě) bezlesí několik tisíc let. To umožnilo snadné migrování rostlin a živočichů na velké vzdálenosti. V této době se do střední Evropy dostaly mnohé relativně náročné nelesní druhy, které přežily ledovou dobu jižně a jihovýchodně od našeho území (Bredenkamp a kol., 2002).

Později teploty i množství srážek dosáhly hodnot umožňujících velkoplošný rozvoj lesa. Ve stejné době vzrostla populační hustota člověka, který pro svou obživu potřeboval rozsáhlé bezlesí. Svou činností způsobil, že v krátké době došlo k potlačení přirozeného trendu zalesňování přirozené krajiny a k plošnému rozšíření pastvin, na nichž mnohé druhy postglaciálního bezlesí našly vhodné podmínky (Bredenkamp a kol., 2002).

Další druhy v průběhu staletí přišly ze stepních oblastí východu a jihovýchodu (Reichholf, 1999). Otevření krajiny, rozvoj zemědělství, stěhování velkých skupin obyvatelstva a rostoucí význam obchodu s domestikovanými zvířaty v neolitu podporovaly další šíření druhů z teplejších oblastí i odjinud. Střední Evropa, a zvláště pak její jihovýchodní část, se tak stala významnou křižovatkou rostlinných a živočišných migrací a centrem velkých změn způsobených či stimulovaných rostoucí lidskou populací. V této době se zřejmě z větší části zformoval zásobník druhů (species pool) přirozené vegetace vyskytující se na daném území (Bredenkamp a kol., 2002).

Od počátku neolitu tak můžeme předpokládat nepřerušenu existenci pastvin a luk na našem území. Na konkrétních lokalitách však často docházelo opakovaně k nástupu lesa a k jeho potlačení, k přeměně pastvin na ornou půdu a zpět, k zalesnění či vzniku křovinatých pastvin. (Jongepierová, 2008)

Na základě klimatu, sukcesním statusu a druhu půdy můžeme rozlišit šest druhů trvale travních ekosystémů. Ty můžeme rozdělit na tropické (savany) a temperátní travinné ekosystémy. Temperátní trvale travinné ekosystémy můžeme dále rozdělit na přírodní a polopřírodní, které jsou využívány buď jako louky nebo pastviny. A nakonec dva typy travních ekosystémů obdělávatelných – setých, jež jsou využívány k pěstování víceletých píce nebo jednoletých plodin (Coupland, 1979).

Přírodní travní porosty jsou trvalá společenstva, která se vyvinula na stanovištích, jejichž podmínky vylučují existenci lesa (Šantrůček a kol., 2007). Mohou se vytvořit všude tam, kde jsou dány určité klimatické podmínky. Zvláštní úlohu hrají při vytváření travinných porostů deště: podporují růst trávy v době, kdy jsou období dešťů přerušena mnohaměsíčními fázemi sucha. V takové situaci srážková voda nestačí pro růst stromů. Souhra různých ekologických faktorů vytváří rámcové podmínky pro trvalý růst trav bez dominance dřevin. K těmto faktorům patří kromě dešťového režimu i zimní chlad nebo letní sucho, mnoho větru, který zatěžuje vodní režim rostlin, a v neposlední řadě i velcí herbivoři, zvířata spásající travu. Přirozené travinné porosty existují na nejrůznějších místech země (Reichholf, 1999). Vyskytují ve střední části Severní Ameriky (prérie), ve východní Evropě zasahující až do střední části Asie (step) a v Jižní Americe (pampy). Další, avšak v menší míře se nacházejí v Jižní Africe a Austrálii (Coupland, 1979).

Lokální změny v topografii, druhu půd a v mikroklimatických podmínkách lišících se od zonálního klimatu vedou k rozvoji azonálního bezlesí (Coupland, 1979). Tam můžeme zařadit travinné ekosystémy vzniklé na skalních výchozech, v horských polohách,...

Na rozdíl od přírodních polopřírodních travních porostů vznikly antropogenní činností (Bredenkamp a kol., 2002) a je nutné je udržovat pravidelným využíváním (sečením, pastvou nebo kombinovaně) zamezujícím samovolnému zalesnění. Za základní společný znak polopřírodních porostů je považována relativní (flukтуаčně dynamická) rovnováha druhového složení s komplexem stanovištních podmínek, které se vytvořily dlouhodobým vývojem na daném stanovišti (Šantrůček a kol., 2007).

Za účelem dočasného až trvalého využívání vznikají seté (uměle založené) travní porosty vysetím směsí kulturních trav a jetelovin. Tyto umělé fytocenózy jsou ve svém druhovém složení výrazně ovlivněny složením vyseté směsi (Šantrůček a kol., 2007).

S počtem složek společenstva roste i ekologická rovnováha. Biodiverzita je důležitým faktorem stability. Je-li počet druhů v travním ekosystému (louce, pastvině) víceméně ustálen (definitivně není ustálen nikdy, neboť dochází k cyklickému opakujícímu se výskytu druhů

nebo jejich četnosti), pak je to znak ekologické stability. Dojde-li ke změně zátěže ekosystému, tj. jestliže se zintenzivní využívání porostu nebo naopak zůstane-li porost ladem, změní se i botanické složení a počet druhů (Fiala, 2007). To je pouze prvotní a nejrychleji viditelná změna. Neobhospodařované porosty negativně ovlivňují celé prostředí, ve kterém rostou a vyvíjejí se. Postupná změna struktury porostu (zastoupení druhů, které reagují na dané poměry buď rozšířením svého výskytu, nebo postupným vymizením) směrem k rovnovážnému stavu, který bude stabilní (klimax, les) se nazývá sukcese. Někdy může regresivní sukcese bez zalesnění trvat mnoho desítek let, někdy probíhá velice rychle (Fiala, 2007).

2.2. Produkční a mimoprodukční funkce luk

Travní porosty představují ve středoevropských podmínkách významný prvek krajiny i soustavy hospodaření na půdě. Vznik a vývoj travních porostů je podmíněn pravidelností obhospodařování a využíváním. Vedle svého produkčního významu mají celou řadu nenahraditelných ekologických (mimoprodukčních, nezemědělských) funkcí, kterými ovlivňují celkovou biologickou rovnováhu krajiny (Mrkvička a kol., 2007).

Travní porosty vynikají nad ostatními zemědělskými kulturami v ochraně půdy před vodní a větrnou erozí. Protierozní funkce travních porostů je zajištěna celoročním pokryvem půdy, čímž ji stabilizuje, zpomaluje odtok srážkové vody a zvyšuje vsakování. Vodohospodářská funkce travních ekosystémů spočívá především v zadržování srážkové vody. Infiltrace dešťových srážek do půd travních porostů je vyšší než u orných půd. Tím je zaručena převážně stálá zásoba podzemní vody, která pozitivně ovlivňuje dostatek vody ve vodních tocích a vodní režim půd v nejproduktivnějších oblastech (Mrkvička a kol., 2007). Kořenová soustava půdu chrání, zlepšuje její strukturu, zvyšuje obsah humusových látek, a tím i úrodnost (Fiala, 2007). Drnová vrstva omezuje znečištění podzemních vod různými chemickými látkami a chrání je i před mechanickým znečištěním smyvem minerálních a organických složek půdy. Ochranná funkce ve vztahu k hydrosféře je umožněna schopností trvalých travních porostů vytvářet přirozený „biologický filtr“ (Mrkvička a kol., 2007). Při účelném ošetřování porostu se zabraňuje rozšiřování plevelů a při dočasném uvedení orné půdy do klidu má i funkci konzervační. Ekosystémy travních porostů jsou nesmírně bohatá společenstva rostlin, živočichů a ostatních organismů. V tom spočívá jejich další funkce – uchování četnosti druhů (biodiverzita) (Fiala, 2007), která může dále ovlivňovat opylování v dané oblasti, kontrolu škůdců a ochranu před invazními druhy (Obrist a kol., 2010). Další

funkcí travních ekosystémů je jejich estetická funkce, hospodářská a sociální, kde přirozené fytoocenózy představují pro člověka trvalý zdroj obživy a možnost existence ve spojení s chovem hospodářských zvířat (Mrkvička a kol., 2007).

2. 3. Legislativní ochrana luk

Bezespору nezastupitelná funkce travních porostů je v oblasti vyžadující ochranu. Jsou to především plochy v lokalitách tvorby a jímání pitné vody, plochy v regionech národních parků, chráněných krajinných oblastech a v maloplošných chráněných územích a plochy s hlavní protierozní funkcí na extrémně svažitéch pozemcích (Fiala, 2007).

Ochrany luk se dotýkají dva právní předpisy, a to zákon o ochraně zemědělského půdního fondu č. 334/92 Sb. a zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. V rámci zákona o ochraně přírody a krajiny bylo nutno vytvořit v souladu s právem Evropského společenství v České republice soustavu Natura 2000. Natura 2000 je celistvá evropská soustava území se stanoveným stupněm ochrany, která umožňuje zachovat přírodní stanoviště a stanoviště druhů v jejich přirozeném areálu rozšíření ve stavu příznivém z hlediska ochrany nebo popřípadě umožní tento stav obnovit (směrnice 79/409/EHS, 92/43/EHS).

Trvale travinné plochy se zde řadí částečně do několika typů, a to do typu R - Prameniště a rašeliniště (R 1.1 Luční pěnovková prameniště, R 1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovců), typu A – Alpínské trávníky (A 1.1 Vyfoukávané alpínské trávníky, A 1.2 Zapojené alpínské trávníky, A 4.1 Subalpínské vysokostébelnaté trávníky), typ T – Sekundární trávníky a vřesoviště (T1 Louky a pastviny, T 2 Smilkové trávníky, T3 Suché trávníky, T4 Lesní lemy, T5 Trávníky písčin a měkkých půd, T6 Vegetace efemér a sukulentů, T7 Slaniska, T8 Nížinná až horská vřesoviště) a typ X – Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem (X 1 Urbanizovaná území, X 5 Intenzivně obhospodařované louky, X 6 Antropogenní plochy se sporadickou vegetací mimo sídla, X 10 Paseky) (Chytrý a kol., 2001).

Za účelem obnovy zničených ekosystémů vzniklo několik dotačních programů např. Program péče o krajinu, Podpora obnovy přirozených funkcí krajiny a Program rozvoje venkova, které poskytují finanční prostředky na provádění drobného managementu, tvorbu a obnovu ekostabilizačních prvků v krajině, obnovu biotopů a pro podporu trvale udržitelného rozvoje, přičemž měly pozitivní vliv na životní prostředí a na snížení negativních vlivů intenzivního zemědělského hospodaření (Internet (1)) v devadesátých letech 20. století. V této

době kolektivního hospodaření bylo rozoráno až 30% plochy trvalých travních porostů (z původních 1200 tisíc hektarů na počátku 20. století) (Tab. 1). Po změně politické situace se začalo s podporou zpětného zatravňování orné půdy, zejména v méně produkčních oblastech (Jongepierová & Poková, 2006).

Tab. 1: Změny jednotlivých druhů pozemků v roce 2009 (v hektarech) a vývoj jednotlivých druhů pozemků od roku 1966 (Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí ČR 2010).

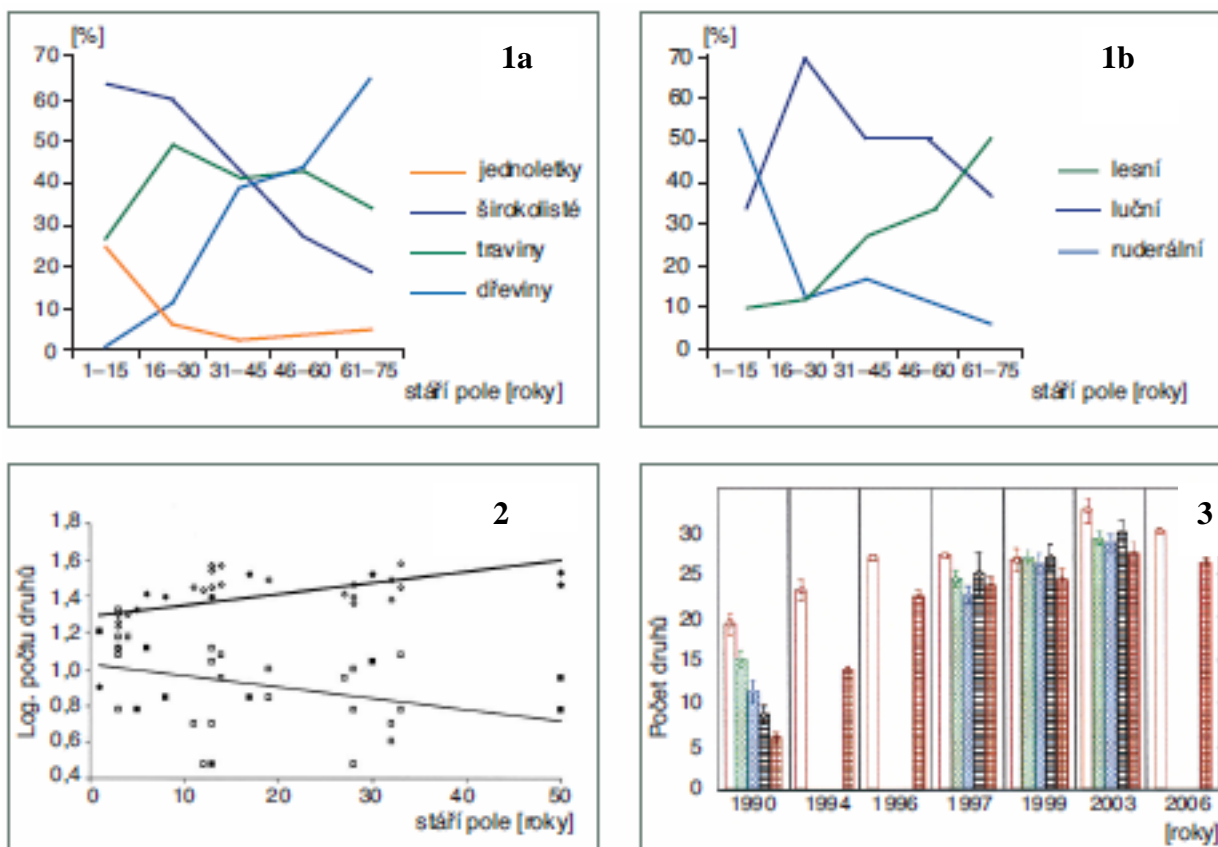
Druh pozemku	Údaje k 31. 12. 2008						Údaje k 31. 12. 2009						Rozdíl	
	Výměra		Parcely		Průměr. parcela		Výměra		Parcely		Průměr. parcela		Výměra	Parcely
	ha	v %	počet	v %	ha	v %	ha	v %	počet	v %	ha	v %	ha	počet
orná půda	3025597	38,36	2766132	15,74	1,09	3016888	38,25	2995194	16,51	1,01	-8739	229062		
chmelnice	10762	0,14	12883	0,07	0,84	10661	0,13	12891	0,07	0,83	-101	8		
vínice	19131	0,24	70869	0,40	0,27	19292	0,24	75400	0,41	0,26	161	4631		
zahrad	162642	2,06	2519531	14,33	0,06	162877	2,07	2537669	13,99	0,06	235	18138		
ovocný sad	46231	0,59	69844	0,40	0,66	46511	0,60	72697	0,40	0,64	280	2853		
trvalý travní porost	979718	12,42	2035439	11,58	0,48	982776	12,46	2115116	11,66	0,46	3058	79677		
zemědělská půda	4244081	53,81	7474698	42,52	0,57	4238975	53,75	7809967	43,03	0,54	-5106	334269		
lesní pozemek	2653033	33,65	1287250	7,32	2,06	2655212	33,67	1320835	7,28	2,01	2179	33585		
vodní plocha	162500	2,06	451270	2,57	0,36	162787	2,07	472302	2,61	0,34	287	21032		
zastavěná plocha a nádvoří	130933	1,66	4181821	23,79	0,03	131127	1,67	4213364	23,22	0,03	194	31543		
ostatní plocha	695965	8,82	4183250	23,80	0,17	698391	8,84	4327192	23,85	0,16	2426	143942		
nezemědělská půda	3642431	46,19	10103591	57,48	0,65	3647517	46,25	10333693	56,96	0,63	5086	230102		
celkem	7886512	100,00	17578289	100,00	0,45	7886492	100,00	18142660	100,00	0,43	-20	564371		

Stav ke dni	Druh pozemku										
	orná půda	chmelnice	vínice	zahrad	ovocný sad	louky trvalý travní porost	pastviny	zeměd. půda	lesní pozemky		
1. 4. 1966	3351570	9427	7984	146960	48092	658306	291794	4514133	2599628		
1. 4. 1971	3320179	8991	9725	147354	54101	640770	288643	4469763	2608445		
1. 1. 1976	3316341	10162	12409	148785	54428	615281	286106	4443512	2612461		
1. 1. 1981	3283392	10612	15008	150969	53539	577572	273230	4374322	2623807		
1. 1. 1986	3288974	11213	16226	155284	52663	566736	256351	4327447	2626059		
1. 1. 1991	3219030	11315	15821	157747	51079	576506	255989	4287487	2629483		
1. 1. 1996	3142542	11427	15633	158697	50091	629691	271642	4279823	2630129		
31. 12. 2000	3082383	11232	15574	160609	49008	961070		4279876	2637289		
31. 12. 2005	3047249	10967	18670	161811	46994	973789		4259480	2647416		
31. 12. 2006	3039669	10844	18806	162033	46725	976226		4254403	2649147		
31. 12. 2007	3032448	10766	19116	162322	46537	977988		4249177	2651209		
31. 12. 2008	3025597	10762	19131	162642	46231	979718		4244081	2653033		
31. 12. 2009	3016958	10661	19262	162877	46511	982776		4238975	2655212		

3. Hlavní faktory ovlivňující složení a diverzitu lučních ekosystémů

3.1. Faktory určující diverzitu lučních ekosystémů

Druhové bohatství společenstva souvisí s mnoha různými faktory (Begon, 1997). Složení a biodiverzitu lučních ekosystémů utváří disturbance a následná sukcese, která je regulovaná abiotickými a biotickými faktory (Obr. 1a, 2, 3), jež selektují potenciální kolonizaci z regionální zásobárny druhů (species pool) a/nebo způsob obhospodařování (Jongepierová, 2008).



Obr.1: Průběh změn v zastoupení základních životních forem (a) a zastoupení ruderalních (tj. rumištních a plevelných), lučních a lesních druhů (b) v průběhu spontánní sukcese na opuštěných polích v Českém krasu (Prach & Jongepierová, 2009).

Obr.2: Vztah počtu ruderalních (tenká čára) a lučních (silná čára) druhů (v logaritmické stupnici) a stáří pole. Plné symboly představují nezatravněná, prázdné zatravněná pole (Prach & Jongepierová, 2009).

Obr.3: *Vzrůst počtu druhů na kontrolách (prázdné sloupce první zleva) a na plochách 4×2 m odstupňované hnojených dusíkem (60, 160, 240 a 320 kg/m²/rok), kde hnojení skončilo v r. 1989 (Prach & Jongepierová, 2009).*

Disturbancí se označuje událost, která odstraní organismy a otevře prostor pro kolonizaci (sukcesi). Několik studií rostlinných společenstev naznačuje postupný růst druhového bohatství během sukcese. Tento nárůst buď pokračuje až do bodu klimaxu, nebo se díky ztrátám pozdně sukcesních druhů vyvíjí částečně opačně (Begon, 1997).

Disturbance pomáhá vytvořit pro konkurenčně málo odolné druhy nové otevřené plochy vhodné pro jejich rozvoj. Příslušné druhy jsou zpravidla konkurenčně méně zdatné, zato dokážou čerstvě narušený půdní povrch rychle osídlit. Tím dočasně předstihnou druhy konkurenčně silnější, ale s pomalejším růstem, a nakrátko opanují volný prostor. Mnoho bylinných druhů tímto způsobem soutěží především s dominantou trávníků – s vytrvalými drnovými travinami. Na plošky volné půdy je rovněž vázáno mnoho druhů vzácného hmyzu (Háková a kol., 2004).

Vlivy podmínek prostředí na daný druh (abiotické faktory prostředí) se mění v prostoru a čase a organismy na ně různě reagují. Patří sem např. teplota, relativní vlhkost, pH, salinita a koncentrace znečišťujících látek, nadmořská výška (Begon, 1997), světlo a dostupnost substrátu (Bustamante-Sanchez, 2011). Podmínky může modifikovat přítomnost jiných organismů: půdní pH, teplota a vlhkost se může měnit přítomností rostlin (Begon, 1997).

Biotické faktory prostředí zahrnují vlastní vztahy mezi organismy, tj. kompetici a facilitaci, procesy ve kterých rostliny interagují se zdroji nebo mění své prostředí způsobem, který snižuje nebo zlepšuje vývoj, uchycení a růst (Begon, 1997; Klanderud, 2010).

Na rozdíl od lesů a skalních stěn nebo sutí však lokality s travními porosty vyžadují ve střední Evropě pravidelnou údržbu, aby nezanikly (Jongepierová, 2008). Louky a pastviny jsou příklady biotopů, které jsou extrémně citlivé na způsob obhospodařování. Mezi nejdéle využívané typy managementů patří kosení a pastva, které určují samotnou existenci luk a složení druhů na nich. Ztráta rostlinných pletiv způsobená herbivorií či kosením vedla k řadě adaptací spočívajících ve specifické stavbě a kompenzací ztráty pletiv (Musche, 2010). V poslední době zavedený management hnojení se zaměřuje především na vysokou produkci biomasy, pro niž je limitující poměr mezi hlavními živinami (N, K, P). Činnost člověka způsobila posun z limitujícího množství dusíku (člověkem neovlivněná krajina) na limitující množství fosforu a draslíku vlivem vysoké atmosférické depozice dusíku, managementu a drenáže. Tento posun ovlivňuje složení a diverzitu druhů (Lawniczak, 2009).

Smyslem managementu je zamezit tomu, co tyto biotopy nejvíce ohrožuje (reálně nebo potenciálně). Jde o tři hlavní faktory: sukcese, eutrofizace a šíření expanzivních a invazních druhů. Tyto faktory ovšem nevystupují izolovaně, nýbrž se vzájemně ovlivňují. Důsledkem eutrofizace totiž bývá sukcese a ta se často projeví rychlým vzestupem konkurenčně silných druhů (Háková a kol., 2004). Dnešní přehnojené a jen občas pokosené druhově chudé louky, „pole na trávu“, se za pomoci správného managementu během pár let přemění na udržovanou a pestrou květnatou louku (Jongepierová, 2008).

V každém případě nejradikálnější změny v druhové skladbě jsou zaznamenány rozoráním drnu a nesprávnou obnovou a na druhé straně ponecháním ladem bez kosení nebo pastvy (Fiala, 2007). To potvrzuje výzkum travních ekosystémů v Alpách. Zkoumaly se zde tradičně kosené a spásané louky, vliv změny managementu (výměna kosení za pastvu a naopak), úplné opuštění louky a vliv hnojení na počet druhů. Průměrná druhová bohatost byla nižší na hnojených než na nehnojených pozemcích a byla nižší ve srovnání s opuštěnými loukami než na současně využívaných plochách (nejnižší diverzita byla na dříve hnojených nyní nevyužívaných pozemcích). Mezi nehnojenými loukami měla nejvyšší diverzitu tradičně kosená louka. Průměrná druhová bohatost byla o málo vyšší než na v současnosti spásaných loukách, počet byl přesto vyšší než na tradičně spásaných, na rozdíl od hnojených luk, kde byla vyšší diverzita na spásaných loukách (Maurer, 2006).

Tyto procesy je možné vysvětlit tak, že změny podmínek naruší dosud vyrovnané mezidruhové vztahy a ty následně způsobí vymizení druhů, které změnu prostředí nesnášejí, ve prospěch druhů dobře přizpůsobivých a profitujících z těchto změn. Stupeň přirozenosti nového – posunutého ekosystému, respekt. jeho stabilitu, lze potom definovat podle podílu druhů původních, podílu druhů synantropních (ruderálních – nechtěně rozšiřovaných člověkem) a podílu druhů nově introdukovaných (Fiala, 2007).

3.2. Vliv managementu na diverzitu

3.2.1. Kosení

Kosení (sečení) je tradiční metoda užívaná prvotně k získání krmiva, druhotně pro udržování druhové skladby a struktury porostů v optimálním stavu, a to jak z hlediska ekonomického (soustavné hospodářské využívání), ekologického (zachování biologické rozmanitosti) tak i estetického (zlepšení vnímaného okolí člověka) (Háková a kol., 2004). Zavedením kosení dochází k odebrání živin, které by se jinak dostaly do půdy dekompozicí z mrtvé biomasy (Quétier, 2007; Venterink, 2001). Studie dokazují, že zavedením

managementu kosení se téměř okamžitě zvyšuje počet druhů, snižuje se množství invazivních nebo dominantních druhů a zvyšuje se množství podzemní biomasy oproti nadzemní, která má opačný trend (Maron & Jefferies, 2001).

Termíny a frekvence sečení jsou závislé na typu porostu, ekologických podmínkách stanoviště a na způsobu využití sklizené píče. Sečení se provádí 1-3x ročně (Mládek a kol., 2006). Časté seče nejsou pro zachování druhově pestrých luk vhodné, neboť dochází k nadměrnému odběru živin a vytváření druhově chudých porostů, které jsou odolné vůči častému odnímání biomasy (Háková a kol., 2004).

Nejvyšší počet sečí (2 až 3krát ročně) je na stanovištích dobře zásobených vodou a živinami v klimaticky příznivých oblastech (nížinách). Týká se to např. zaplavovaných psárkových luk T1.4 nebo luk s jarvou trojžilnou (*Cnidium dubium*) T1.7 a vlhčích typů ovsíkových luk T1.1. Jedenkrát až dvakrát ročně jsou sečeny např. ovsíkové louky sušších stanovišť T1.1, horské trojštětové louky T1.2 a pcháčové louky T1.5; zatímco suché trávníky T3, horské smilkové louky T2, bezkolencové porosty T1.9 nebo některá slatiniště R2 a porosty vlhkomilných rostlin na narušovaných půdách T1.10 stačí pokosit jedenkrát za rok nebo až za dva roky (Háková a kol., 2004).

Při cíleném managementu na lokalitách, kde se vyskytují zvláště chráněné rostliny nebo živočichové, je termín sečení posunut na dobu stanovenou jako optimální pro ochranu určitého druhu nebo společenstva. Také je vhodné použít tzv. fázový posun sečí, kdy se ponechá neposečená 1/5 až 1/3 plochy. Některá místa mohou dokonce zůstat neposečena a sečou se až v příštím roce nebo po vegetační sezóně. Umožňuje to průběžné vysemeňování druhů s rozdílnou dobou dozrávání semen i ponechání prostoru živočichům k dokončení jejich vývojového cyklu. Naopak sečí lze i eliminovat určitý druh (invazní, ruderální) z louky, pak platí, že seč má být načasovaná před nebo ve fenofázi květu tohoto druhu. Toto obecné pravidlo se používá především pro eliminaci druhů, které neexpandují vegetativním rozrůstáním (např. bolševník velkolepý – *Heracleum mantegazzianum*, nebo druhy rodů lebeda – *Atriplex*, bodlák – *Carduus*, pcháč – *Cirsium*, merlík – *Chenopodium* a další). Druhy, které se naopak šíří vegetativně, je nutno sít vícekrát za vegetační sezónu (např. kopřiva dvoudomá – *Urtica dioica*, lesknice rákosovitá – *Phalaris arundinacea*, nebo druhy rodů celík – *Solidago*, křídlatka – *Reynoutria* ap.) (Háková a kol., 2004).

Optimální výška seče je 4 cm. Avšak při nerovnostech povrchu může docházet k narušování přízemních růžic některých druhů a k jejich následnému vegetativnímu zmnožení. Proto se pro zachování druhově pestrých porostů doporučuje minimální výška posečeného porostu 6 – 8 cm. Na druhou stranu může nízká seč napomoci růstu semenáčků a

uchycení konkurenčně slabších druhů. Seč vyšší než 12 cm není vhodná, nové rostliny v takto vysokém strništi obtížně prorůstají, dochází k vyšší kompetici o světlo a spodní vrstvy mohou podehňvat (Háková a kol., 2004).

3.2.2. Pastva

V ochranářské a botanické literatuře je často extenzivní pastva považována za vhodný způsob péče o mnohá nelesní chráněná území. Nicméně extenzivní pastva přináší celou řadu úskalí a problémů. Často vede z dlouhodobého hlediska k silnému zaplevelení málo chutnými pastevními plevele, nízké estetické hodnotě udržovaných pozemků nebo k selektivnímu vyžírání v dané době nejchutnějších druhů (Háková a kol., 2004) a zpětně obohacuje porost živinami ve formě exkrementů a moče. Tyto pastevní projevy se uplatňují na různých místech a čase travního porostu s odlišnou intenzitou, což zásadně mění jeho strukturu i druhovou skladbu (Jongepierová, 2008).

Vlivem častého a nízkého spásání se složení porostu mění ve prospěch druhů s přízemním rozložením asimilačních orgánů a je odolný vůči okusu i sešlapu. Proces přeměny louky v pastvinu je velmi dlouhodobý, teprve po 5 až 10 letech od zahájení pastvy se vytvoří hustý drn a zhruba po 40 letech se vytváří typický pastevní porost v plné výkonnosti. Vlivem časté a dostatečně intenzivní pastvy dochází k výrazným vertikálním změnám porostu, které se projevují především potlačením vysokých trav ve prospěch nízkých druhů náročnějších na světlo a rozmnožující se semeny a tímto způsobem dochází k podpoře pastevních druhů. Většina obecních pastvin s těmito porosty zanikla u nás po druhé světové válce. Dnes se z pohledu struktury porostu pase většinou na loukách (nesprávně označovaných jako pastviny). Pro obnovu pastvin je nutná celosezónní dlouhodobá pastva (Háková a kol., 2004).

Další výhodou je zamezení sukcese dřevin, zpřístupnění živin pro málo produktivní (oligotrofní) porosty a odstranění živin a biomasy z eutrofizujících se stanovišť (Háková a kol., 2004).

Při studiu vlivu pastvy na travinobylinná společenstva bělokarpatských pastvin se došlo k závěru, že porosty dlouhodobě pasené v režimu kontinuální pastvy směřující ke krátkostébelné vegetaci svazu *Cynosurion cristati*. Společenstva ovsíkových luk a širokolistých suchých trávníků (svazy *Arrhenatherion elatioris* a *Bromion erecti*) se vyskytují zejména na sečených loukách a v okrajových, méně intenzivně spásaných částech pastvin. Nejvyšší druhové bohatosti dosahují teplomilná luční společenstva pod minimálním vlivem pastvy. Na dlouhodobých pastvinách se však také vyskytují druhově bohaté

fytocenózy s řadou ohrožených druhů rostlin – například vstavačovité (*Orchideaceae*), hořcovité (*Gentianaceae*), vratička měsíční (*Botrychium lunaria*), ale i rychle ustupující jednoleté poloparazitické druhy (*Rhinanthus* spp., *Euphrasia* spp.) vyznačující se nízkou konkurenční schopností, a proto závislé na potlačování dominantních druhů selektivním spásáním a na disturbancích půdního povrchu (Jongepierová, 2008).

3.2.3. Mulčování

Mulčování je náhradní řešení ošetřování travních porostů, které se jinak na píci nevyužívají. Negativním jevem restrukturalizace zemědělství jsou zanedbané travní porosty jako důsledek radikálního snížení stavu skotu (Fiala, 2007).

Mulč je pokládán za mrtvý vegetativní materiál, který pokrývá povrch země. Tento stávající materiál zpomaluje proudy deště a zabraňuje přemístění půdy z místa. Také chrání půdu před sluncem a snižuje výpar. Vzniklý humus produkuje živiny pro růst rostlin a váže půdní částice. Celkově mulčování zvyšuje rychlost infiltrace a vlhkost půdy, snižuje dopad deště, produkuje malé množství živin, snižuje výpar z půdy, odtok a erozi. Nedostatek mulče může způsobovat problém na aridních a semiaridních loukách. Naopak na vlhkých loukách nadměrná akumulace mulče může být problém. Na těchto plochách nadbytek mulče může zpomalit produkci a způsobit nechtěné změny ve složení vegetace (Molinar a kol., 2001).

3.2.4. Vypalování

Oheň byl vždy přirozený faktor ovlivňující vývoj biotopů. V současnosti je spontánních požárů nesrovnatelně méně a netýkají se tak rozsáhlých území. Zejména vřesoviště a některé typy suchých trávníků oheň nejen snesou, ale dokonce je omladí lépe a radikálněji, než třeba zavedení pastvy (Háková a kol., 2004). Některé studie však přisuzují ohni obdobnou funkci jako má pastva. Oboje, oheň i pastva, snižuje výšku rostlin a zvyšuje množství C4 druhů rostlin, dusík vázajících druhů (leguminóz) a nepůvodních druhů, a tím postupem času vytvoří z jednoho společenstva společenstvo jiné (Spasojevic, 2010).

Prvotním cílem vypalování je odstranění nadzemní biomasy. Vypalování má však i další významy např. ovlivnění konkurenčních vztahů, změna obsahu živin v půdě, změna světelných podmínek, ovlivnění dormance semen v půdě apod. Právě tyto výše jmenované důsledky vypalování vedou k tendenci využívat vhodně načasované vypalování společně s vhodně zvolenou technologií vypalování v ochraně některých biotopů (Háková a kol., 2004).

Vypalování tedy slouží k odstranění nadzemní biomasy (stařiny) a k podpoření vegetativního rozmnožování. Změny světelných podmínek mohou dočasně vést ke změnám pokryvnosti druhů (ve prospěch světlomilných druhů rostlin). Takto působí oheň např. v rákosinách nebo v souvislých travních porostech. Na spáleništích probíhá mineralizace (díky spálení organické hmoty se v půdě hromadí minerální prvky a jejich soli – např. uhličitany apod.) (Háková a kol., 2004).

3.2.5. Vápnění a hnojení

Vápnění travinných porostů je technika novodobá, používaná převážně zemědělci pouze poslední dvě století. Zabezpečuje dodání vápníku (Ca), jakožto minerální živiny pro rostliny, ale i pro půdní organismy. Vápnění dále výrazně působí na půdní reakci a rovněž na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půd. Vápněním se stávají půdy propustnějšími pro vodu, a jsou tak i celkově výhřevnější. Na vyvápněných půdách bývá pestřejší skladba porostu a jsou podporovány druhy náročnější na karbonáty – např. kostřava luční (*Festuca pratensis*), sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*), psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera*), pcháč šedavý (*Cirsium canum*) a naopak potlačovány druhy vápnostřezné – např. metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), smilka tuhá (*Nardus stricta*) aj. Vápnění může podpořit celou řadu vzácných druhů – např. lilie cibulkonosné (*Lilium bulbiferum*) v ovsíkových loukách, či zvýšit celkovou druhovou pestrost travních porostů. Na druhou stranu i mírné vápnění, spojené s nízkými dávkami živočišných hnojiv ohrožuje smilkové porosty. Pokud bude v těchto porostech zastoupen hořec šumavský (*Gentiana pannonica*), povede vápnění k jeho ústupu a vznikne tak nenahraditelná škoda (Háková a kol., 2004).

Hnojení luk slouží k doplňování živin odebíraných sklizní sena (biomasy), a jeho intenzita proto záleží v první řadě na režimu a velikosti sklizně. Jde-li o udržení charakteru biotopu, měla by frekvence a intenzita dodávaných živin odpovídat odběru v biomase, to znamená u vysokoprodukčních porostů hnojit více a častěji, jinak dochází nejprve ke snížení produkce, během několika let pak i ke změně druhového složení (např. trojštětová louka T1.2 se mění na smilkovou T2) (Háková a kol., 2004).

Jiné obohacení probíhá na pastvinách či občas přepásaných loukách. Nebezpečnější než postupné ochuzování je však přehnojení porostu vedoucí rychle, často už během první

vegetační sezóny, k prudkému rozvoji trav (zejména při dusíkatém přehnojení) nebo i vikvovitých (zejména při přehnojení fosforečnými hnojivy) (Háková a kol., 2004).

V experimentu The Park Grass v Rothamstedu (Velká Británie) probíhajícím už od roku 1856 zjišťovali vliv hnojení (dusík, fosfor, draslík a organická hnojiva) na množství biomasy a počet druhů. Jejich výsledky ukazují na to, že odpověď druhové bohatosti na velikost biomasy záleží na množství a typu dodaného dusíku. Počet druhů klesal s rostoucí biomasou na místech hnojených dusíkem nebo dusíkem ve formě dusičnanu vápenatého, avšak neprokázal se vztah mezi počtem druhů a biomasou na plochách kam se dodával síran amonný. Avšak aplikace dusíku ve formě síranu amonného způsobuje snížení pH a nepřímo tak vede ke snížení počtu druhů. Přídavek fosforu snížil počet druhů a aplikace draslíku v průběhu s fosforem ještě toto snižování urychlilo. Největší negativní efekt se prokázal při společné aplikaci dusíku a fosforu (Crawley a kol., 2005).

Specifické živiny mají charakteristický dopad na druhovou bohatost. Nejvíce druhů bylo vždy nalezeno v optimu obsahu fosforu 5-8mg P/100g, pro draslík se ukázalo jako optimální množství 20mg/100g pro nejvyšší druhovou bohatost. Z tohoto důvodu má fosfor větší efekt na druhovou bohatost než draslík (Crawley a kol., 2005).

Při zvýšení dostupnosti živin, slábne omezení živinami a kompetice o světlo se stane rozhodujícím faktorem. Kompetice o světlo se ukazuje mnohem více asymetrická než kompetice o živiny a následkem toho se zvýší druhová extinkce (Lepš, 1999).

Jiná je situace při revitalizačních opatřeních na degradujících, nesklizených porostech, kde se šíří nebezpečné expanzní druhy. Řada druhů přítomných v původních porostech se zanedbáním stává expanzivními např. ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), svízel povázka (*Galium mollugo*), některé pcháče (*Cirsium* sp.), tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*). Tuto degradaci lze zvrátit zintenzivněním sečí (2 – 4 krát za rok). Tím se podpoří vlastní luční druhy, kdežto nové expandující druhy, špatně snášející seč a pomalu ustupují (Háková a kol., 2004).

3.3. Vyhodnocení typů managementů

V současné době se mnoho studií zabývá vyhodnocením různých typů managementů na polopřirozených loukách, které by zároveň byly ekonomické i ekologicky funkční. V 6leté studii z Národního parku Soomaa v Estonsku byl na zaplavovaných loukách založen experiment porovnávající pět managementů – tradiční (kosení kosou a odklizení sena), kosení

(kosení sekačkou a odklizení sena), mulčování (kosení sekačkou bez odklizení sena), vypalování a ploch bez managementu (kontrola) (Liira a kol., 2009).

Plochy bez managementu a vypalované se liší od kosených ploch vlivem vyššího množství trav a ostřic, K-stratégů. A dále nižším množstvím druhů odolávajících sešlapu a okusu, druhů tvořících po vyklíčení dlouhá internodia, a druhů vegetativně se šířících guerillovým způsobem. Došlo i k odstranění většího množství druhů růžovitých a vřesovcovitých. Tradiční management (kosení) vykazoval vzrůst počtu druhů mezi plochami. Druhové bohatství zůstalo téměř stejné na vypalovaných plochách, fluktuace nastaly u ploch bez managementu, poté, co byly plochy pokosené, se na nich zvýšilo množství druhů (Liira a kol., 2009).

Výsledky z tohoto výzkumu prokazují, že mulčování je nejekonomičtější management, ale pouze s kombinací kosení s odstraněním sena každý druhý nebo třetí rok (Liira a kol., 2009).

Jiná 10letá studie z Českého lesa srovnávající tři managementy (kosení, mulčování a bez managementu) zjišťuje, že největší nadzemní biomasa je u ploch bez managementu a nejnižší u kosených ploch, u kterých se naopak ukazuje jako největší podzemní biomasa. Odpadní akumulace je vyšší u ploch bez managementu než u mulčovaných, u kterých nicméně mulčovaný materiál přetrvával déle než jednu sezónu (Mašková a kol., 2009).

To potvrzuje i další studie, která zahrnuje ještě pastvu a hnojení ($400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Nízké plazivé a růžovité druhy jsou spojovány s pastvou, zatímco tráva a vysoké širokolisté byliny korelují s kosením a s opuštěnými loukami po pastvě. Prokázal se zde negativní vztah mezi počtem druhů a nadzemní biomasou a pozitivní vztah mezi počtem druhů a podzemní biomasou. Přihnojování nemělo efekt na složení druhů, ale vedlo to nepřímo ke zvýšení kompetice o světlo a zvýšení extinkce (Lanta a kol., 2009).

Zavedený management signifikantně ovlivňuje druhovou rozmanitost i druhové složení vyskytující se na plochách s různým zavedeným managementem a dosahuje se tak posunu dominance určitých druhů. Kosení, či případně z ekonomických důvodů zavedené mulčování, zabrání sukcesním změnám dříve nebo později vyskytujících se u nekosených luk. Naopak negativní dopad jako změny v druhové bohatosti a složení společenstva jsou spojovány s opuštěním luk, druhovou kompeticí a druhovým vymíráním během sukcese směřující k lesu, a hnojením (zúrodněním) (Mašková a kol., 2009).

4. Obnova lučních ekosystémů

4.1. Faktory ovlivňující počet druhů

Od devadesátých let 20. století, v souvislosti s útlumem zemědělské výroby a přechodem mnohých zemědělských subjektů k ekologickému zemědělství, dochází opět k zatravnění polí, a to využitím samovolné sukcese, komerčními jetelotravními směsmi semen a od roku 1998 i semennými směsmi regionálními. Mnoho studií ukazuje, že úspěšná obnova druhově bohatých luk je často limitovaná vyčerpanými zásobami v semenných bankách limitováním přenosu semen v moderní fragmentované krajině (Kiehl a kol., 2010).

Obnova druhově bohatých lučních porostů na orné půdě je zpravidla dlouhodobých procesem a potýká se s mnohými nesnázemi. Mezi nejvýznamnější patří nedostatek diaspor cílových lučních druhů (Jongepierová, 2008). Na druhou stranu některé studie říkají, že se při obnově druhově bohatých luk nelze zcela spoléhat na semennou banku dané lokality. Vyšší vliv na bohatost semenné banky má vegetační typ (na slatinné louce se našlo 64,000-94,000 semen/m², zatímco na suché mezofilní louce pouze 4,400-6,300 semen/m²). Proto je nutné zavést i management k doplnění cílových druhů (Valko a kol., 2011). K tomu se vybízí přímé vysetí cílených druhů v zatravněvací směsi, ať už regionální nebo komerční směsí semen (Jongepierová, 2008). V současné době se používá jako přírodě blízkých metod k introdukci cílových druhů ještě přenos čerstvého sena obsahujícího semena, kartáčový a vakuový sběr a přenos drnů nebo půdy obsahující semena (Kiehl a kol., 2010) nebo se spolehne na samovolné šíření z okolní krajiny.

Dalším klíčovým faktorem je množství živin v půdě, které je často tak velké, že žádoucí druhy jsou vytlačeny druhy konkurenčně silnějšími. V bance semen opuštěných polí navíc převládají semena plevelných druhů, zatímco luční druhy jsou v ní zastoupeny málo, a to jak množstvím semen, tak i počtem druhů. Situace je lepší v případě bývalých luk a pastvin využívaných jako pole jen po dobu několika roků, kde mohly diasporu lučních druhů v půdní semenné bance přežít nebo v případě malých polí obklopených lučními porosty poskytujícími dostatek vhodných diaspor pro samovolnou sukcesí (Jongepierová, 2008).

Na úspěšnost proniknutí druhu z okolí do zatravněné plochy má v první řadě vliv ruderalní charakter daného druhu a ve druhé řadě jeho luční charakter. Bylo zjištěno, že druhy mající ruderalní i luční charakter (ruderalní pampeliška (*Taraxacum* sp.), řebříček obecný

(*Achillea millefolium*), rožec obecný (*Cerastium holosteoides*), jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*), pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) mají nadprůměrnou úspěšnost pronikat z okolí do zatravněné plochy (48%), zatímco druhy pouze luční či pouze ruderální mají tuto schopnost mnohem nižší (kolem 30%). Nejúspěšnější druhy jsou většinou zároveň v krajině obecně velmi časté, vyskytující se ve většině lučních porostů. Existují však i druhy v krajině všeobecně rozšířené, jejichž schopnost pronikání do zatravněných ploch je poměrně nízká (Jongepierová, 2008).

Ačkoliv se zatravněné plochy orné půdy samovolně dosycují druhy z okolí a schopnost některých druhů proniknout do nového porostu se ukázala být velmi vysoká, způsob zatravnění se stále ukazuje jako nejvýznamnější činitel ovlivňující výsledné druhové složení. Ruderální charakter druhu pravděpodobně urychluje jeho proniknutí na lokalitu a přežívání v počátečních stádiích sukcese, zatímco luční charakter může mít význam pro přežití v následné kompetici rozvíjejícího se lučního společenstva. Pouze u takových druhů, jako je řebříček obecný (*Achillea millefolium*), rožec obecný (*Cerastium holosteoides*) a jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*) se tedy lze spoléhat na to, že se do vznikajícího porostu dostanou prakticky vždy a není třeba je vysévat. Naopak u lučních druhů, jejichž úspěšnost samovolného uchycení se pohybuje do 20%, lze vysetí v semenné směsi doporučit. Patří mezi ně chrpa luční (*Centaurea jacea*), chrastavec rolní (*Knautia arvensis*) a svízel syřišťový (*Galium verum*) (Jongepierová, 2008).

Jedním z problémů při obnově lučního porostu na orné půdě je špatná dostupnost semen lučních druhů (Stevenson a kol., 1995). Řešením nedostatečného přísunu semen může být například přenos sena z druhově bohaté louky na obnovované plochy nebo přímé vysévání žádoucích druhů v regionálních směsích (Jongepierová, 2008). Ve druhém případě je základní otázkou, jaké množství semen je potřeba vysít. Například Stevenson a kol. (1995) zjistili, že typických lučních druhů v založeném porostu s větším výsevkem a časem přibývá, ale po dvou letech se snížili rozdíly mezi plochami s různým množstvím osiva. Další často uváděnou metodou zvyšování diverzity obnovovaného porostu je dodatečné dosévání cílových druhů. K úspěšnému uchycení dosévaných druhů přispívají mechanické zásahy do porostu, a to především výsev po odstranění drnu. Ostatní pokusné zásahy (hlubší zkyplení půdy rotavátorem, omezený výsev regionální směsi do pruhu uprostřed louky, lehké narušení povrchu půdy) podpořily zvýšení druhové diverzity méně výrazně (Hopkins a kol., 1999).

4.2. Metody introdukce druhů

4.2.1. Regionální směs semen

Analýzy prokazují výraznější odlišnost druhového složení lokalit zatravněných druhově bohatou regionální směsí semen oproti lokalitám zatravněným spontánně či běžnou komerční směsí. Výsledné porosty zatravněné regionální směsí jsou výrazně druhově bohatší, než by bylo možné docílit samovolným dosycováním okolními druhy během sukcese. Založení druhově bohaté louky může probíhat několika způsoby: celoplošným výsevem regionální směsi semen nebo využitím různých variant osetí pouze úzkých pásů osetých regionální semennou směsí ke zlepšení degradovaného travního porostu či zlepšení sukcese na úhoru (Jongepierová, 2008).

Jako nejlepší metoda zalučnění pomocí regionální směsi se ukázala varianta s celoplošným výsevem regionální směsi. Je sice dražší než ostatní varianty, ale získaný porost se svým druhovým složením i poměrným zastoupením druhů velmi brzy blíží druhově bohaté louce. Také zde nedocházelo k výraznému rozvoji plevelů, přičemž k údržbě porostu bylo dostatečné kosení jednou ročně. Levnější a poměrně úspěšnou metodou byl výsev pásů na úhor. Neosetá plocha však je v prvních letech hojně osidlována plevely, takže pro vývoj travního porostu je velmi důležité pravidelné kosení (Jongepierová, 2008).

Pro přirozené zatravnění je podstatný blízký zdroj semen. Na úhory se poměrně úspěšně šíří nejen druhy z pásů regionální směsi, ale objevují se zde i další luční druhy z okolí. Jako nejpomalejší způsob obnovy druhově bohaté louky se jeví dosycování porostu vysetých kulturních trav druhů z regionální směsi vyseté v pásu (Jongepierová, 2008).

4.2.2. Komerční směs semen

Běžně používané komerční směsi semen, zahrnující geneticky uniformní a přizpůsobená semena pro zemědělství nebo zahradnictví často pocházející ze zahraničí. Obsahují cizí ekotypy, poddruhy a nepůvodní druhy, které mohou ohrožovat lokální či regionální genetickou diverzitu. Několik studií naznačuje, že introdukce cizích ekotypů může vést k vyššímu neúspěchu při uchycení než u semen místního původu. Také hybridizace mezi místními a nepůvodními genotypy může zředit původní genetickou variabilitu a snížit fitness následné hybridizované populace (Kiehl a kol., 2010). Některé introdukované genotypy se stanou nadřazenými a současně s tím i invazivními vůči těm lokálním. Takové rozšíření cizích

genotypů se nazývá kryptická invaze, protože je mnohem těžší určit, že jde o rozšiřující se cizí druhy.

Introdukce nepůvodního materiálu může mít negativní efekt na sdružené rostlinné a živočišné druhy. Například dovezený druh hlohu kvete o 5 týdnů dříve než původní a ovlivňuje tak rozmnožovací cykly hmyzu a ptáků, jež jsou synchronizovány s touto událostí (Mijnsbrugge a kol., 2010).

4.2.3. Přenos sena obsahujícího semena

Jednou z nejstarších metod introdukce druhů je přenos suché, semeny obohacené řezanky, nebo proseté drti ze sena (treshing of seeds) či kartáčový sběr a vakuový sběr semen a jejich následné vysetí. Těmito metodami lze přenést velké množství druhů na cílové plochy (obr. 4). Tyto metody však mají i své odpůrce, kteří poukazují na to, že převážná většina přenesených druhů jsou nechtěné druhy nízké hodnoty pro ochranu přírody (Kiehl a kol., 2010).

Další metodou je přenos čerstvého sena obsahujícího semena, která se zdá výhodnější z hlediska sběru, vyššího obsahu semen a vyšším pravděpodobností vzrůstu než předchozí metody. Vhodné množství aplikovaného sena závisí na typu společenstva rostlin, produktivitě a podmínkách místa. Na obnovovaných plochách s příkrými svahy a s častými sesuvy půdy (výsypky) slouží aplikace sena jako mulčovaná vrstva a zajišťuje kontrolu před erozí. Také může zajišťovat ochranu pro klíčící semena proti vysychání na holých půdách. Naopak velmi tlustá vrstva mulče může komplikovat klíčení a sazenice vyžadující světlo (Kiehl a kol., 2010).

Všechny studie se shodují, že na plochách s dodáváním sena byla vyšší druhová bohatost a množství cílových druhů bylo signifikantně vyšší než na kontrolních plochách. V některých studiích se po určité době ukazuje tendence snížení počtu druhů. Tato tendence se vysvětluje ztrátou necílových druhů, ale také ztrátou vzácných druhů, které byly zastoupeny pouze pár jedinci na malých experimentálních plochách nebo vlivem chybějícího managementu (Kiehl a kol., 2010).

4.2.4. Obnova louky pomocí přenesených drnů nebo půdy obsahující semena

Častými problémy při obnově luk na orné půdě jsou nízká klíčivost a vysoká mortalita cílových druhů. Řeší se to opakovaným doséváním a velkými dávkami semen. Alternativní

přístup používaný při maloplošné obnově hodnotných lučních porostů se řeší tím, že jsou na cílové stanoviště přeneseny celé drny nebo bloky druhově bohatého travního porostu. Přitom se očekává, že většina druhů v přenesených blocích přežije a bude se odtud šířit do okolí (Jongepierová, 2008). Přenesené bloky fungují jako významný zdroj diaspor a generativních částí rostlin spolu s mikrobiálními organismy a edafonu (Antonsen & Olsson, 2005).



Obr. 4: Sklizeň sena druhově bohaté louky pro přenos diaspor, rozvrstvení na povrchu půdy obnovované louky a výsledek po 7 letech (Jongepierová & Poková, 2006).

Úspěšná obnova louky nezáleží jen na druhové bohatosti, složení druhů a obsahu semen introdukovaných směsí semen, rostlinného materiálu nebo půdy, ale také na dostupnosti vhodného místa pro uchycení sadby. Studie ukazují, že založení druhově bohaté louky s druhově specifickým složením je mnohem více úspěšné, když semena, semena obsahující rostlinný materiál nebo půda jsou rozptýleny po holé půdě, bývalé orné půdě po zorání nebo odstranění vrchní vrstvy půdy, nebo na surové půdě (výsyvky). Odstraněná vrchní vrstva půdy podporuje zakládání druhů nejen snížením množství živin na úroveň původního místa, ale také snižuje obsah semen v semenné bance stávajících a nechtěných druhů (Kiehl a kol., 2010).

5. Průmyslově disturbované zóny a obnova luk

5.1 Postindustriální plochy

Průmyslovou a následně postindustriální krajinu definují charakteristické fyziognomické, strukturní, dynamické a funkční rysy (Internet (2)). Častým problémem, a proto i charakteristickým znakem většiny postindustriálních ploch, jsou negativní externí vlivy, které spočívají zejména v:

- záborech zemědělského a lesního půdního fondu i dalších pozemku,
- destrukci, degradaci a kontaminaci půd,
- narušení hydrogeologického a hydrologického režimu podzemních i povrchových vod a v jejich možné kontaminaci,
- možnosti narušení stability horninových masivu a svahu,
- narušení ekologické rovnováhy konkrétního mikroregionu s možností ovlivnění jeho mikroklimatu,
- narušení či znehodnocení krajiny (dočasné či trvalé),
- snížení kvality bydlení a snížení hodnoty nemovitostí,
- změnách infrastruktury, omezení rekreačního, cestovního ruchu apod. (Pěgřímek R. a kol., 2004)

K této proměně začalo docházet po změně společenského systému v devadesátých letech v zemích střední a východní Evropy (Vráblík, 2009). Během krátké doby se sociálně-ekonomická a politická situace promítla do funkční struktury krajiny. Jejím vnějším projevem jsou tzv. „hnědé zóny“ (*brownfields*) (obr. 5) (Kolejka, 2006).

Termín *brownfield* původně vznikl jako protiklad termínu *greenfield*. Označují se jím plochy zcela nebo částečně opuštěné, která ztratily svou původní funkci (Ilík, 2004), a u nichž je problém s dalším využitím (Vráblík, 2009). Jako společný rys pozorujeme fyziognomii danou tvářností povrchu (reliéfu a rozmístěním objektů). Typické je nakupení industriálních, urbánních, komunikačních a montánních tvarů reliéfu, které odkrývají či překrývají původní jednotky geologické stavby. V klimatu regionu se vytvořil „teplý ostrov“ s ovzduším „obohaceným“ o řadu antropogenních příměsí. Vodní plochy a toky jsou uměle vytvořené, upravené a doplněny o nejrůznější antropogenní plaveniny a splaveniny. Půdní pokryv je překryt, odstraněn nebo se na volných plochách vyvíjí od iniciačního stadia. Vegetační kryt je

zcela přeměněn odstraněním, výsadbou, sukcesí či extrémním rozvojem ruderálních a segetálních druhů. Využití ploch charakterizuje dominantní výrobní zástavba s typickými objekty (haly, komíny, chladicí věže), rozsáhlé komunikační plochy (manipulační plochy, překladiště, nádraží, svazky potrubí, pohyblivé pásy, parkoviště, hustá síť cest a železnic, VVN), aktivní i pasivní těžební plochy (lomy, výsypky, dočasná úložiště), vodohospodářská zařízení (hráze, odběrná zařízení, čerpací a tlakové stanice, bazény, odkaliště, ČOV, kanály), hustá rezidenční a servisní zástavba (velkobloky) a devastované, později opuštěné plochy (Internet (2)). Pro naši krajinu jsou charakteristické rovněž rozlehlé objekty a areály opuštěné armádou (Kolejka, 2006).

V současné době je na území České republiky podle *Vyhledávací studie pro lokalizaci brownfieldů* společnosti CzechInvest v ČR z roku 2007 celkem lokalizováno 2355 lokalit, jejichž rozloha v úhrnu činí 10 362 ha a plocha zastavěná objekty 412 ha. Studie provedla syntézu dat ze všech krajů kromě Prahy, evidovala brownfieldy od velikosti cca 1 ha, ale nezahrnuje tzv. „těžební brownfieldy“. Celkový počet brownfieldů je ale podstatně vyšší, v roce 2004 se uváděl odhad 8500 až 11 700 lokalit typu brownfield o celkové rozloze 27–38 tisíc ha (Vráblík, 2009).



Obr. 5: Rezidenční, zemědělský a průmyslový brownfield (Vráblík, 2009).

Rozsah ploch dotčených těžbou dosahoval v České republice v roce 2007 rozlohy 679 km², tj. 0,9 % území České republiky (z tohoto čísla se odhaduje rozloha výsypek na 270 km², k tomu lze přičíst možná jednou tak velké plochy těžbou zasažené - zbytkové jámy, manipulační prostory apod., dále kamenolomy, plochy po těžbě jílu, písku a šterkopísku (pouze aktivní pískovny a šterkopískovny zaujímají plochu 114 km²), těžba rašeliny (100–200 ha) a haldy) (Prach, 2010).

Ekologická zátěž pak zpravidla představuje hlavní bariéru jejich rozvoje (Ilík, 2004). Zkušenosti z Velké Británie např. varují před upřednostněním zejména komerčních investic,

přinášející okamžitý, ale krátkodobý zisk, který pak v nedalekém výhledu hrozí novým brownfieldem. Němci zase poukazují na prospěšnost rekonverzí realizovaných ve prospěch životního prostředí (Ilík, 2004).

Nepříznivé vlivy brownfieldů prostupují do všech tří pilířů udržitelného rozvoje, tedy oblasti ekologické, ekonomické i sociální. Existence brownfieldů tedy přinejmenším nepodporuje udržitelný rozvoj, definovaný na konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiru v roce 1992. V české legislativě byl pojem udržitelný rozvoj poprvé použit v zákoně č. 17/1992 Sb. o životním prostředí. Udržitelný rozvoj je definován jako „vyvážený rozvoj sociální, ekonomický a environmentální, který uspokojuje současné potřeby obyvatel, aniž ohrozí potřeby budoucích generací“. Tento fakt ještě více podtrhuje nutnost regenerace brownfieldů. Regenerace by se měla zabývat ekologickými, ekonomickými, fyzickými a sociálními problémy brownfieldů a snažit se o jejich trvalé řešení. Regenerace i revitalizace by měla brát ohled na historickou kontinuitu místa a snažit se ji zachovat (Vráblík, 2009). Ve většině případů regenerace brownfieldů zahrnuje dvě fáze, a to fázi regenerace, kdy dochází k vyčištění a obnovu do stavu podobného greenfieldu a fázi obnovy. Tato fáze uvádí lokalitu zpět k efektivnímu využití (Vráblík, 2009)

5.2. Revitalizační metody

K technické rekultivaci, která předchází vlastní biologické rekultivaci (lesnická, zemědělská, hydriká, ...), je nutné přistoupit, je-li plocha již natolik degradovaná, že je nutné napřed změnit její fyzikální nebo chemické podmínky, aby bylo možné přistoupit k introdukci rostlin a živočichů cílového společenstva (případně společenstva mladšího sukcesního stadia, které je schopné se postupně vyvíjet požadovaným směrem) (Vráblíková a kol., 2009).

Tyto klasické rekultivace jsou zaměřeny zejména na zlepšení produkčních funkcí rekultivovaných ploch, vedou i k určitému zlepšení mimoprodukčních vlastností, zejména v oblastech toku hmoty a energie ekosystémem, avšak v řadě případů ani kvalitní provedení rekultivací není toto zlepšení mimoprodukčních funkcí krajiny zcela uspokojivé, zejména v oblasti obnovy biologické diverzity (Frouz, 2007).

Jako levnější a jednodušší alternativou k technické rekultivaci je zanechání obnovované plochy spontánní sukcesi (obr. 6). Oproti klasickým přístupům k obnově má tu výhodu, že z biologického hlediska jsou spontánně vznikající společenstva velice hodnotná (Hodačová a Prach, 2003).

Sukcese je zákonitý proces vývoje každého společenstva, představuje zákonitě uspořádaný stav změn, které jsou vyvolávány makroklimaticky, změnami půdních, vodních a biotických faktorů, a je ukončen stavem konečné biocenózy, která je v rovnovážném stavu se svým prostředím (klimax). Směna druhů v sukcesní řadě nastává, protože populace mění abiotické prostředí a vytváří tak příhodné podmínky pro jiné populace, až je dosaženo rovnováhy mezi biotickou a abiotickou složkou. Sukcesní strategie mohou být úplné a probíhají až po vznik klimaxu nebo částečné, u nichž se vývoj společenstva zastaví vlivem půdních nebo jiných podmínek v jistém stádiu. Na rozdíl od primární sukcese, která probíhá na neživém a dosud neosídleném podkladu, sekundární sukcese společenstva probíhá na stanovištích, na kterých společenstvo bylo odstraněno, např. pokácený les, opuštěné pole, sady, vinice, skládky skrývkových zemin, výsypky při povrchové těžbě apod. Tato sukcese je zpravidla rychlejší a představuje obnovení původního společenstva (Stalmachová, 1996).



Obr. 6: Spontánně zarostlá část Radovesické výsypky na Mostecku (Prach, 2010).

Na příkladu malého opuštěného nehnojeného pole obklopeného polopřirozenou luční vegetací bylo zjištěno, že obnova druhově bohaté louky může být rychlá, s malým podílem plevelných druhů. Nejvýznamnější luční druhy byly přítomny v obnovovaném porostu již po třech letech po opuštění pole. V dalších letech šlo především o pomalou akumulaci druhů

charakteristických pro pozdní sukcesní stádia a náhodné vymizení některých dříve uchycených druhů (Jongepierová, 2008).

Trochu odlišně probíhá samovolná sukcese na výsypkách. Mnoho studií ukazuje, že na těchto vysoce disturbovaných ekosystémech dochází ke spontánní obnově po značně dlouhé době. Proces kolonizace je ovlivněn dostupností zdrojů diaspor, stejně tak jako vhodností místa pro uchycení (záleží na věku a podmínkách místa). Výzkum na 10 post-těžebních oblastí v Německu prokázal, že více než 50% zaznamenaných druhů z okolí (30 km²) bylo schopno během 14-55 let úspěšně kolonizovat tato stanoviště. Nedostatek živin na sukcesních plochách v bývalých těžebních oblastech nabízí perspektivní prostředí pro kompetičně slabé druhy a rostlinná společenstva. Extrémní podmínky na těchto místech (extrémně kyselé a/nebo obsahující hnědé uhlí) mohou být kolonizovány pouze malým množstvím zvláštních společenstev, specialisty (Tischew & Kirmer, 2007). Již probíhající sukcesi můžeme usměrňovat, blokovat nebo i vracet zpět a po 5-15 lety, kdy převládají rumištní (ruđerální) druhy s nízkou pokryvností, začnou přibývat druhy luční (Prach, 2010).

5.3. Obnova luk na postindustriálních plochách

Obnova brownfieldů je značně nákladná a jako jedním z nejlepších řešení obnovy, jak z ekonomických, tak i z ekologických důvodů, se jeví zakládání druhově bohatých luk. Jak již bylo řečeno, travní ekosystémy mají kromě své produkční funkce i nenahraditelné mimoprodukční funkce, které do jisté míry mohou zlepšit a v některých případech i vyřešit problémy vznikající na brownfieldech. Rostliny svou přítomností snižují erozi a degradaci půdy a zlepšují hydrologické poměry v místě. Současné studie také poukazují na schopnosti rostlin snižovat kontaminaci půdy a vody. Obnova půd na místech s extrémními disturbancemi jako jsou místa navážek, odkališť a výsypek (tab. 2), kde je původní půda zcela nahrazena jinými substráty, a kde extrémní podmínky brání růstu rostlin, může být značně problematická. Hlavními problémy na těchto plochách patří extrémní zrnitostní složení, případně další nepříznivé fyzikální vlastnosti (hydrofobidita), nedostatek recentní organické hmoty a toxicita substrátu (Frouz, 2011).

Procesy přirozené sukcese ukazují, že příroda může dosáhnout obnovy bez pomoci a rozvinout plně funkční půdy. Uchycené rostliny poskytují organickou hmotu, snižují objemovou hmotnost půdy a dodávají minerální živiny do povrchu a ukládají je zde ve využitelné formě. Některé druhy mohou rychle fixovat a shromažďovat dusík (dusík vázající druhy akumulují 50- 150 kg N ha⁻¹ za rok) v dostatečném množství, dále ho poskytují do

povrchu, kde se předtím nevyskytoval a utvářejí tak podmínky pro normální fungování ekosystémů (Bradsaw, 1997). Na druhou stranu na silně eutrofních plochách se zavedením managementu odstraňováním biomasy může snížit množství živin a tím i snížit možnost kontaminace povrchových vod.

Při rozvoji půd mají rostliny důležitou roli v ochraně půdního povrchu před erozí a umožňují zachycování jemných částic. Plochy s extrémní kyselostí jsou kolonizovány acidofilními druhy jako např. *Deschampsia flexuosa*, které jsou schopny se zde rozšiřovat a zlepšovat strukturu půdy, a tím napomáhají přirozenému zvětrávání, které zmírňuje extrémní kyselost (Bradshaw, 1997). Jiné studie zas dokazují schopnost rostlin snížit pH a množství dostupného vápníku a sodíku během sukcese. Celkové množství uhlíku a dusíku, dostupnost draslíku a ve vodě rozpuštěného fosforu stoupá se zvyšující se dobou sukcese (Frouz, 2008). Akumulace živin v dostupné formě a dále jejich rozklad na půdním povrchu v organické podobě zvyšují pravděpodobnost mikrobiálního rozkladu a zvýšení humusové vrstvy (Bradshaw, 1997).

Tab. 2: Hlavní problémy na výsypkách a jejich dlouhodobé a krátkodobé řešení (Bradshaw, 1997).

Limitní faktory	Proměnná	Problémy	Krátkodobé řešení	Dlouhodobé řešení
Fyzikální	Struktura	Příliš zhutněná	Rozrytí	Vegetace
		Příliš sypká	Zhutnění nebo překrytí jemným materiálem	Vegetace
	Stabilita	Nestabilní	Stabilizátor, mulč	Vegetace
	Vlhkost	Přemokření	Drenáž	Drenáž
		Suchá půda	Organický mulč	Tolerantní druhy
Živiny	Makroživiny	Nedostatek dusíku	Hnojení	Dusík vázající druhy rostlin
		Nedostatek jiných látek	Hnojení příslušnými živinami	Hnojení nebo tolerantní druhy
	Mikroživiny	Nedostatek	Hnojení	
Toxicita	pH	Vysoké	Pyrit nebo organická hmota	Zvětrávání nebo tolerantní druhy
		Nízké	Vápenec	Vápnění nebo tolerantní druhy
	Těžké kovy	Vysoká koncentrace	Org. materiál nebo tolerantní kultivar	Inertní materiál nebo tolerantní kultivary
	Zasolení	Vysoká koncentrace solí	Sádrovec, zavodnění nebo tolerantní druhy	Zvětrávání nebo tolerantní druhy

Na půdách s obsahem těžkých kovů kolonizace napomáhá, nebo dokonce dovoluje rozvoj místních populací tolerantních na kovy v důsledku přírodního výběru (*Agrostis*, *Festuca* spp.). Tyto druhy produkující organické látky mohou vést k snížení toxicity tvorbou komplexů mezi organickými látkami a dostupnými těžkými kovy (tab. 3) (Brandshaw, 1997).

Zaznamatelný úspěch se prokázal při fytoextrakci těžkých kovů (As a Se) z kontaminovaných zemědělských půd, fytoexkluzi a fytostabilizaci kovů a As z kontaminovaných půd, rhizodegradaci organického znečištění a rhizofiltraci/rhizodegradaci a fytodegradaci humusu v umělých mokřadech (Mench a kol, 2010).

Na těchto plochách se ukazují jako externí limitující faktory stres a disturbance. Vlivem těchto extrémních podmínek (jako je nedostatek živin, světla a vody) se vytvořily tři životní strategie umožňující přežít na takových stanovištích. Rostliny využívající v malé míře se vyskytující stres a disturbance jsou kompetitoři (C-strategie) a ruderalní (R-strategie) druhy. Naopak, na vysoce disturbovaných plochách je uchycují stres-tolerantní (S-strategie) druhy. Tyto sub-optimální podmínky dávají prostor pro rozvoj velkého množství druhů (Grime, 1979).

Mnoho studií ukazuje, že na takovýchto vysoce narušených ekosystémech dochází k regeneraci až za dlouhou dobu. Proces přirozené kolonizace je ovlivněn dostupností diaspor, stejně tak jako příhodností podmínek. Přirozená sukcese se dá urychlit metodami přírodě blízkými tzv. iniciovanou sukcesí, jak už jsme se zmiňovali dříve, patří mezi ně aplikace čerstvého sena bohatého na diaspory, aplikace drnů či setba směsi semen (Tischew, 2009).

Tab. 3: Druhy rostlin použité v experimentech s kontaminovanou půdou (Mench a kol., 2010).

Location	Option	Experiment	Pollutants	Amendment	Plant(s)	References
Maatheide, BE	APs	3 ha	Metals	CFA, compost	<i>Festuca rubra</i> , <i>Agrostis capillaris</i>	Adriaensen et al. (2008); Vangronsveld et al. (2009)
Overpelt, BE	APs	Plots/sf	Metals	CFA, Fe ⁰ , compost	Grasses	Ruttens et al. (2006); Adriaensen et al. (2008)
Lommel, BE	is+Pe	Plots	As, metals	CFA, Fe ⁰	Vegetable	Adriaensen et al. (2008)
	Pext	Plots	Metals		Maize sunflower, tobacco Willow, rapeseed	Vangronsveld et al. (2009) Witters et al. (2009)
Louis Fargue, FR	APs	Plots	Cd/Ni	CFA, Fe ⁰	Maize	Mench et al. (2007)
Jales, PT & FR	APs	Plots/sf	As/Zn	CFA, Fe ⁰ , compost	<i>Holcus lanatus</i> , <i>Agrostis castellana</i>	Mench et al. (2003); Renella et al. (2008)
Pyhasalmi, FI & BE	APs	Plots/sf	As/metals	CFA, Fe ⁰ , compost	Grasses	Mench et al. (2006c)
Biogeco, FR	APs	Plots/sf	Cu/As/Cr	Fe ⁰ , compost, dolomitic limestone	<i>A. capillaris</i> , <i>Agrostis gigantea</i>	Bes (2008); Bes et al. (2009)
	Pext	Plots	Cu		Sunflower	Kolbas et al. (2009)
Reppel, FR	is+Pe	sf	Metals/As	CFA, Fe ⁰	Vegetable, maize	Mench et al. (2006c); Ascher et al. (2009)
Copper Cliff, CA	APs	2,225 ha/ tailings	Cu, Ni	Limestone, biosolid	<i>Lotus corniculatus</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>A. gigantea</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Festuca arundinacea</i>	Tisch et al. (2000); Mench et al. (2006c)
Pronto mine, CA	APs	23 ha tailings	Cu	Paper mill sludge	Grasses	Tisch et al. (2000); Mench et al. (2006c)
Joplin, MO	APs	Plots	Pb	TSP, compost, lime	<i>F. arundinacea</i>	Mench et al. (2006c)
Leadville, CO	APs	7–12 ha	Pb/Zn/Cd	Biosolid, limestone	Grasses	Brown et al. (2005); Mench et al. (2006c)
Palmerton, PA	APs	Plots	Zn/Cd	Biosolid, limestone, CFA	<i>F. arundinacea</i> , <i>P. pratensis</i>	Mench et al. (2006c)
Bunker Hill, ID	APs	Plots	Pb/Zn	Biosolid, wood ash	Ryegrass, vetch	Mench et al. (2006c)
Anderson, SC	Ps	Field	Metals		Hybrid poplar, grasses	DOER (1999)
Cornwall, UK	is+Pe	Plots	As	Fe grit, FeSO ₄	Vegetable crops	Mench et al. (2006c); Warren et al. (2003)
Northampton, UK	is+Pe	Plots	As/Cd	Fe grit, zeolite, lime	Vegetable crops	Mench et al. (2006c); Warren et al. (2003)
St Helens, UK	is+Pe	Plots	As	FeSO ₄	Vegetable crops	Mench et al. (2006c); Warren et al. (2003)
Arnoldstein, AT	is+Pe	Plots	Pb/Zn	Red mud, gravel sludge	Barley	Puschenreiter et al. (2005); Friesl et al. (2006)
Dottikon & Rafz, CH	APs	Plots	Zn/Cu/Cd	Gravel sludge	Ryegrass	Krebs et al. 1999 cited in Mench et al. (2006c)
Robertsfor, SE	APs	sf	As/Cu/Cr	Peat, Fe ⁰	Mixture of grasses and dicots	Kumpiene et al. (2008)
Piekary Slaskie, PL	APs	3 ha		Biosolids, liming		Siebielec et al. (2007); Stuczynski et al. (2007)
El Vicario, ES	APs	Plots/sf	As/metals	Biosolid compost, sugar foams, coal	<i>Oxalis pes-caprae</i> , <i>Poa annua</i> , <i>Lamarckia aurea</i> , <i>Medicago polymorpha</i> , <i>Raphanus raphanistrum</i>	Madejon et al. (2006); Burgos et al. (2008)
Guadamar valley, ES	APs	55 km ²	As, Sb	OM, Ca-amendments	Trees and shrubs	Dominguez et al. (2008)
	Pext		Metals		<i>Brassica juncea</i>	Clemente et al. (2005)
Avonmouth, UK	APs	plots	metals	Red mud, lime	<i>Festuca rubra</i>	Gray et al. 2006
La Combe du Sault (Difpolmine), FR	APs	Plots, ha	As	Fe ⁰	Mixture of grasses and dicots	Ruttens and Vangronsveld (2006)
Lallaing, FR	APs	Plots	Cd, Zn, Cu, Pb, As	TBS, hydroxylapatite	<i>F. rubra</i> , <i>D. cespitosa</i> , <i>Calamagrostis epigeios</i> , native plant community	Bert et al. (2009)
Freiberg, DE	Pext	2 ha	As, metals		Poplars, willows	Kiesewalter and Roehricht (2008)
Bettwiesen, CH	Pext	Plots	Metals		Sunflower	Nehnevajova et al. (2009)

Vysvětlivky : *Ps* fytostabilizace, *is+Pe* in situ stabilizace kombinovaná s fytoexkluzí, *APs* podporovaná fytostabilizace, *Pext* fytoextrakce, *sf* experiment na malé ploše, *CFA* poléťavý popel z uhlí, *Fe grit* železo, *OM* organický materiál (kompost), *TBS* Thomas basic slag (kal, struska), *TSP* superfosfát

6. Vlastní projekt

6.1. Úvod

Můj výzkum probíhá na plochách dříve založených Ústavem půdní biologie BC AVČR na Velké podkrušnohorské výsypce, nacházející se asi 2,5 km severovýchodně od Sokolova mezi obcemi Lomnice a Vintířov. Tato výsypka vznikla spojením výsypek Lipnice, Vintířovská, Pastviny, Týn a Boučí z diviz Jiří a Družba, kde se lomově dobývá hnědé uhlí s nízkým obsahem síry. Těžba uhlí i jeho zpracování jsou provázeny negativními vlivy na životní prostředí. Jedním z negativních vlivů je zánik původních ekosystémů v důsledku jejich odtěžení či překrytí výsypkovými substráty. Vyskytují se zde převážně jílovité, mírně alkalické substráty cypřišové série. Jejich kvalita je značně kolísavá a na některých místech může dosahovat pH 2,7- 8,5. Vytváří však i příležitost pro studium řady přírodních procesů (Frouz, 2007). Jak jsem se již zmiňovala v rešeršní části, mnoho studií dokazuje, že na plochách s extrémními podmínkami a hlavně s nedostatkem živin vznikají samovolně bohatá společenstva (De Graaf, 2009).

Já jsem se pokusila ověřit způsob obnovy výsypky pomocí přenesených drnů z nedaleké louky a vypořádat vliv managementu (kosení a kosení s mulčováním) na množství druhů na přenesených drnech.

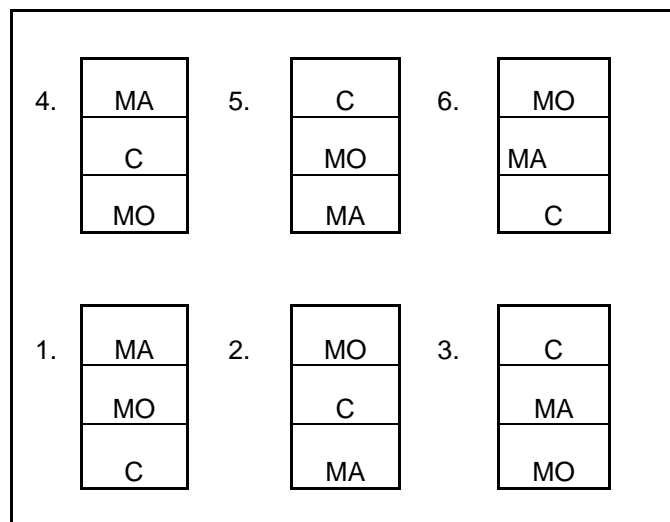
6.2. Metodika

V květnu 1995 byla pomocí bagru odebrána humusová vrstva půdy, včetně drnů, do hloubky cca 40 cm. Pásky drnů a půdy byly, pokud možno, v jedné vrstvě a v původní orientaci naloženy na nákladní automobil a převezeny na výsypku, kde byly co nejšetrněji sklopeny tak, aby došlo k co nejmenšímu převrácení jednotlivých vrstev. Celkem bylo takto navezeno 6 „hromad“ o rozměrech 3 x 10 x 0,3 m, které byly orientovány po třech ve dvou řadách delší stranou po vrstevnici mírného svahu (obr.7). Jednotlivé „hromady“ jsou od sebe vzdáleny cca 5 – 10 m. Každá „hromada“ (dále „přenesené drny“) byla v roce 2005 rozdělena na 3 trvalé plochy (2 x 2 m), kde byl zaveden management – kosení, kosení s mulčováním a plocha pro kontrolu (obr.8) (Matoušů, 2010). Na konci září 2010 jsem provedla fytoocenologické snímkování přenesených drnů. Pokryvnost jednotlivých

druhů jsem zaznamenávala procentuálním odhadem. Nomenklaturu rostlin jsem sjednotila podle Klíče ke květeně České republiky (Kubát a kol., 2002).



Obr.7: Letecký snímek přenesených drnů I. na výsypce s vyznačenou plochou vymezenou pro ponechání bez rekultivování (Internet (3)).

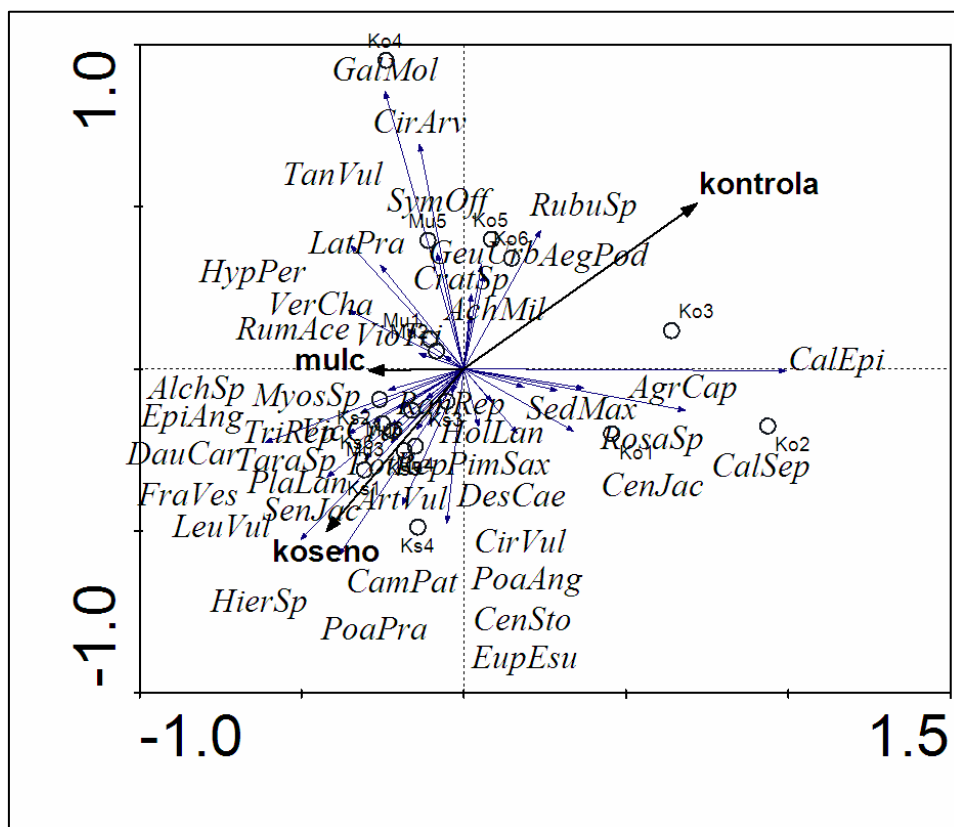


Obr.8 : Schéma trvalých ploch a jejich managementu na jednotlivých „hromádách“ (vysv.: MA = koseno a mulčováno; MO = koseno; C = bez zásahu).

Získaná data byla zaznamenána v tabulkovém editoru MS Excel a zpracována pomocí počítačových programů STATISTICA verze 5.5 (StatSoft) a CANOCO verze 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 2002).

6.3. Výsledky

Oba typy kosených ploch (pouze kosené a kosené s mulčováním) se značně liší od ploch ponechaných bez zásahu, a to jak počtem druhů, tak i pokryvností (obr. 9, tab. 4). Na plochách se zavedeným managementem se našlo 44 druhů, což je o 32% více než na kontrolních plochách. Nejvyšší pokryvnosti na obou plochách s managementem dosahovala *Fragaria vesca*, *Poa pratensis*, *Calamagrostis epigejos* a *Galium mollugo*. Na pouze kosených plochách ještě dosahovalo vyšší pokryvnosti *Tanacetum vulgare*, *Hieratium* sp. a *Leucanthemum vulgare*. Prováděné zásahy měly významný vliv především na snížení pokryvnosti třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ostružiníku (*Rubus* sp.), tento rozdíl byl statisticky významný pouze u třtiny, u ostružiníku byl rozdíl blízký pětiprocentní hladině významnosti. Nejvyšší pokryvnost na kontrolních stanovištích měla již zmiňovaná *Calamagrostis epigejos*, *Galium molugo*, *Rubus* sp. a *Tanacetum vulgare* (tab.4).



Obr. 9 : Ordinační diagram RDA znázorňující odpověď vybraných druhů na odlišný druh zásahu na přenesených drnech. (Vysv.: Mow = koseno; Mulch = koseno + mulčováno; Cont = bez zásahu).

Tab.4: Tabulka zobrazuje průměrnou pokryvnost na daných managementech se směrodatnou odchylkou. Statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny (ANOVA, Shefe, $p < 0,005$).

		koseno	mulčováno	kontrola	p
<i>Calamagrostis epigejos</i>	CalEpi	6,2±2,0 a	7,3±1,5 a	21,5±11,6 b	0,00487
<i>Galium mollugo</i>	GalMol	4,2±3,2	7,3±2,9	8,0±6,4	0,372991
<i>Fragaria vesca</i>	FraVes	7,0±3,8	5,0±2,4	2,9±2,0	0,100599
<i>Poa pratensis</i>	PoaPra	6,2±2,0 a	5,5±2,4 ab	2,3±1,8 b	0,021828
<i>Tanacetum vulgare</i>	TanVul	5,5±2,2	3,5±1,3	5,0±2,6	0,327475
<i>Rubus sp.</i>	RubuSp	2,0±1,4	1,8±1,3	6,7±5,2	0,05147
<i>Veronica chamaedris</i>	VerCha	2,5±1,6	2,7±1,9	1,7±1,2	0,585469
<i>Cirsium arvense</i>	CirArv	1,7±1,1	1,7±1,8	2,4±1,9	0,749002
<i>Leucanthemum vulgare</i>	LeuVul	3,8±2,3 a	1,2±1,1 ab	0,5±1,1 b	0,012614
<i>Hieratium sp.</i>	HierSp	4,2±1,8 a	0,8±1,1 ab	0,0±0,0 b	0,000137
<i>Lathyrus pratensis</i>	LatPra	1,7±1,9	1,0±0,8	1,5±2,1	0,823846
<i>Symphitum officinale</i>	SymOff	0,8±1,2	1,8±3,7	1,0±2,2	0,811925

Lineární metoda (RDA) analýzy dat dokázala statisticky průkazný vliv na druhové složení vegetace na přenesených drnech ($p = 0,002$; $F = 7, 403$).

6.4. Diskuze

Metoda přenosu druhů pomocí drnů se ukázala jako efektivní. Úspěšnost přenosu druhů spolu s drny dokazují i jiné studie, převážně využívané při obnově polí na druhově bohaté louky (Antonsen & Olsson 2005, Jongepierová 2008) i při obnově výsypek (Good, 1999).

Na našem výzkumu je zřejmý vliv zavedení managementu až po 10 letech poté, co byly drny přeneseny. Jak je patrné na kontrolních plochách došlo zde k rozvoji a nejvyšší pokryvnosti třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ostružiníku (*Rubus sp.*) a svízele povázky (*Galium mollugo*). Tato skutečnost v podstatě jen potvrzuje to, co zmiňuje řada studií zabývajících se sukcesí vegetace na výsypkách po těžbě uhlí (Prach, 2003). Také opuštění od managementu na dříve kosené louce může vést ke snížení množství druhů vlivem rozvoje klonálních druhů trav (Somodi, 2008) a rozvoji druhů ruderalních a plevelných (Prach, 2003).

Zavedení managementu podpořilo rozvoj lučních druhů a snížilo konkurenci dominantních druhů jako např. třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), které by jinak na dlouhou dobu zablokovaly sukcesí. Většina přítomných druhů pravděpodobně pochází ze zdrojové louky. Např. Good (1999) uvádí, že se jim při přenosu drnů podařilo přenést více než 50% druhů. Na druhou stranu bez zavedení managementu by i druhy obsažené v semenné bance byly postupně vytlačeny, jak tomu napovídá uchycení několika dřevin (*Crataegus sp.*,

Rosa sp.) na přenesených drnech. To odpovídá i tvrzení Valka (2011), že při obnovách se nestačí spoléhat na semennou banku, ale je nutné zavést i management. Kromě toho, zavedený management dále usnadňuje a podporuje koexistenci rostlin a jejich diverzitu (Antonsen & Olsson, 2005). Při absenci managementu by totiž nerekulturní výsypka, ačkoliv s introdukovanými drny a tedy potenciálním zdrojem semen lučních druhů, během dalších 10 – 20 let pozvolna zarostla dřevinami (Matoušů, 2010). Dalším možným zdrojem druhů je jejich přenos z okolí na přenesené drny.

Kosení a mulčování dle získaných výsledků nejvíce podporuje diverzitu. Během šesti let došlo ke snížení pokryvnosti třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Přestože některé studie tvrdí, že pouhým kosením se snížení pokryvnosti nedocílí a je nutné hnojení (Háková, 2004), jiné dokazují pravý opak (Klimeš & Klimešová, 2001; Lehmann, 2002).

Snížením pokryvnosti dominantních druhů se docílilo zvýšení pokryvnosti jahodníku obecného (*Fragaria vesca*), kopretiny bílé (*Leucanthemum vulgare*), jestřábníku (*Hieratium* sp.) a lipnice luční (*Poa pratensis*). Tyto druhy se sice na kontrolních plochách vyskytují, avšak s mnohem nižší pokryvností.

Zavedení managementu způsobilo převážně rozvoj druhů mající přízemní růžici. Těchto výsledků se dobral i Warrenn (2002) a Jantunen (2003). Mezi druhy vyskytující se pouze na plochách se zavedeným managementem patří - *Artemisia vulgaris*, *Campanula patula*, *Cirsium vulgare*, *Daucus carota*, *Deschampsia caespitosa*, *Hieratium* sp., *Myosotis* sp., *Potentilla reptans*, *Ranunculus repens*, *Senetio jacobea*, *Taraxacum* sp., *Triforium repens*, *Vicia Craca*, *Viola tricolor*.

Přenos drnů i přes značnou finanční náročnost (Good, 1999) slouží k úspěšnému přenosu druhů. Přenesené drny dále mohou sloužit jako zdroj cílových druhů samovolně se šířících do okolí (Jongepierová 2008, Matoušů 2010).

7. Závěr

1) Možnost využít postindustriální plochy k obnově druhově bohatých luk se nám ze získaných výsledků různých studií jeví jako možná. Hovoří pro nejen ekologické faktory, ale i ekonomické a sociální.

2) Mnohým stanovištím často stačí dostatek času k obnově a pomocí samovolné sukcese se na dané plochy dostane množství druhů.

3) Zásadní je zavedený managementem (kosení, pastva) k udržení stádia sukcese na louce a ke snížení dominance určitých druhů a snížení kompetice o světlo. Případně z finančního hlediska lze využít levnější variantu managementu – mulčování. Na druhou stranu stanoviště porostlá vegetací jsou méně náchylná na erozi a degradaci půdy, obnoví se hydrologický režim v krajině a některé druhy jsou schopny snížit znečištění půdy. Stanovištím, jež jsou daleko od případného zdroje diaspor lze napomoci přímým dodáním druhů (výsev, přenos sena bohatého na semena,...).

4) Vlastní experiment ukázal, že přenos drnů je efektivní způsob pro urychlení kolonizace výsypek lučními druhy a jako zdroj pro šíření druhů do okolí. Zavedený management potlačil dominantní, konkurenceschopné druhy a tím podpořil rozvoj žádaných lučních druhů.

Použité zdroje a literatura

ANTONSEN H. & OLSSON P. A. (2005) Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42, pp. 337-347.

BEGON M., HARPER J.L., TOWNSEND C.R. (1997) *Ekologie, jedinci, populace a společenstva*, vydavatelství Univerzity Palackého Olomouc 1997, 950 p.

BRADSHAW A. (1997) Restoration of mined lands-using natural processes, *Ecological Engineering* 8, pp. 255- 269.

BREDENKAMP G. J., SPADA F. & KAZMIERCZAK E. (2002) On the origin of northern and southern hemisphere grasslands. *Plant Ecology* 163, pp. 209–229.

BUSTAMANTE -SANCHEZ M.A., ARMESTO J.J., HALPERN C.B. (2011) Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloe Island Chile. *Journal of Ecology* 99, pp. 288-299.

COUPLAND R.T. (1979) *Grassland ecosystems of the world: analysis of grassland and their uses*. Cambridge University Press,

CRAWLEY M.J., JOHNSTON A.E., SILVERTOWN J., DODD M., DE MAZANCOURT C., HEARD M.S., HENMAN D.F., EDWARDS G.R. (2005) Determinants of Species Richment in the Park Grass Experiment. *The American Naturalist* 165, pp.179-192.

DE GRAAF M.C.C., BOBBINK R., SMITS N.A.C., VAN DIGGELEN R., ROELOFS J.G.M. (2009) Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142, pp. 2191-2201.

FIALA J. (2007) *Modifikovaná pratotechnika trvalých travních porostů – mulčování*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.

FROUZ J. (2011) Rozvoj půd jako základní předpoklad obnovy ekosystémových služeb na těžce disturbovaných plochách. *Acta Envir. Univ. Comeniana* (Bratislava) 19, pp. 66-70.

FROUZ J., POPPERL J., PŘIKRYL I., ŠTRUDL J. (2007) Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26 p.

FROUZ J., PRACH K., PIZL V., HANEL L., STARÝ J., TAJOVSKÝ K. a kol. (2008) Interaction between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44, pp. 109-121.

GOOD J. E. G., WALLACE H. L., STEVENS P. A. (1999) Translocation of herb-rich grassland from a site in Wales prior to opencast coal extraction. *Restoration Ecology* 7, pp. 336-347.

GRIME J. P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester, 222 p.

HÁKOVÁ A., KLAUDIUSOVÁ A., SÁDLO J. (eds.) (2004) *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. *Planeta XII*, 3/2004 – druhá část. Ministerstvo životního prostředí, Praha.

HENMAN D. F., EDWARDS G. R. (2005) Determinant of species richness in the Park Grass Experiment. *The American naturalist* 165, pp. 179–192.

HODAČOVÁ D. & PRACH K. (2003) Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* 3 (11), pp. 385–391.

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 Forage Sci.* 54, pp. 1171-1181.

CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. (2001) *Katalog biotopů České republiky*. 263 p.

ILLÍK J. (2004) Představují brownfields viditelné ohrožení nebo skrytý potenciál?,
Magisterská práce UK v Praze PŘF.

JANTUNEN J. (2003) Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. *Annales Botanici Fennici* 40, pp. 255-263.

JONGEPIEROVÁ I. [ed.] (2008) Louky Bílých Karpat – ZO ČSOP Bílé Karpaty. Veselí nad Moravou, 461 p.

JONGEPIEROVÁ I. & POKOVÁ H. [eds.] (2006) Obnova travních porostů regionální směsí. - ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 104 p.

KIEHL K., KIRMER A., DONATH T. W. (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, pp. 285-299.

KLANDERUD K. (2010) Species recruitment in alpine plant communities: the role of species interactions and produktivity. *Journal of Ecology* 98, pp. 1128–1133.

KLIMEŠ L. & KLIMEŠOVÁ J. (2000) The effects of mowing and fertilization on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Evolutionary Ecology* 15, pp. 363-382.

KOLEJKA J. (2006) Rosice-Oslavany Mining Area: Landscape in Spire. *Život. Prostr.* 40, pp. 187 – 194.

KOLEJKA J. (2010) Postindustriální krajina - staronový fenomén českých zemí z pohledu zeměpisce. *Biologie, chemie, zeměpis*, Praha, SPN - pedagogické nakladatelství, a.s. ISSN 1210-3349, vol. 19, pp. 44-49.

KUBÁT P., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK (2002) Klíč ke květeně České republiky. *Academia*, Praha, 928 p.

LANTA V., DOLEŽAL J., LANTOVÁ P., KELÍŠEK J., MUDRÁK O. (2009) Effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe. *Grass and Forage Science* 64, pp. 443-453.

LAWNICZAK A.E., GUSEWELL S., VERHOEVEN J.T.A. (2009) Effect of N:K supply ratios on the performance of three grass species from herbaceous wetlands. *Basic and Applied Ecology* 10, pp. 715-725.

LEHMANN C., REBELE F. (2002) Successful management of *Calamagrostis epigejos* (L.) ROTH on a sandy landfill site. *Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik* 76, pp. 77-81.

LEPŠ J. (1999) Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationship in a wet meadow copy. *Journal of Vegetation Science* 10, pp. 219- 230.

LIIRA J., ISSAK M., JÕGAR Ü., MÄNDOJA M., ZOBEL M. (2009) Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness – the results of an 6-year experiment. *Ann. Bot. Fennici* 46, pp. 397- 408.

MAŠKOVÁ Z., DOLEŽAL J., KVĚT J., ZEMEK F. (2009) Long-term functioning of a species-rich mountain meadow under different management regimes, *Agriculture Ecosystems & Environment* 132, pp. 192-202.

MARON J.L. & JEFFERIES R.L. (2001) Restoring enriched grasslands: Effects of swing on species richness, productivity and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11, pp. 1088-1100.

MATOUŠŮ A. (2010) Obnova druhově bohatých lučních ekosystémů na výsypkách. agisterská diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

MAURER K., WEYAND A., FISCHER M. , STÖCKLIN J. (2006) Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 130, pp. 438-446.

MENCH M., LEPP N., BERT V., SCHWITZGUÉBEL J.P., GAWROWSKI S.W., SCHRÖDER P., VANGRONSVELD J. (2010) Successes and limitations of

phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J Soils Sediments* 10, pp. 1039–1070.

MIJNSBRUGGE K.V., BISCHOFF A., SMITH B. (2010) A question of origine: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11, pp. 300-311.

MOLINAR F., GALT D., HOLECHEK J. (2001) Managing for mulch. *Rangelands* 23(4), pp. 3-7.

MRKVIČKA J., NIŇAJ M., VESELÁ M. (2007) Trvalé travní porosty a jejich funkce v krajině. Sborník z konference „Ekologické zemědělství 2007“, 188 p.

MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.) (2006) Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV Praha, 104 p.

MUSCHE M., SETTELE J., DURKA W. (2010) Performance and response to defoliation of *Sanguisorba officinalis* (Rosaceae) seedlings from mown and successional habitats. *Botany-Botanique* 88, pp. 691-697.

OBRIST M.K., DUELLI P. (2010) Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 19, pp. 2201-2220.

PRACH K., JONGEPIEROVÁ I., JÍROVÁ A., LENCOVÁ K. (2009) Ekologie obnovy, IV. Obnova travinných ekosystémů. *Živa* 4/2009, pp. 165-168.

PRACH K., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K. (2010) Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Tiskárna PROTISK, s.r.o., České Budějovice.

PĚGRÍMEK R., PELEŠKA O., KRUŽÍK F. (2004) Kvantifikace externalit vznikajících těžbou a užitím hnědého uhlí a algoritmizace výpočtu externalit modifikovanou hessenskou metodou.

http://www.czechcoal.cz/cs/ur/spoluziti/CL/4_Peleska_externality_ExternH.pdf

QUÉTIER F., THÉBAULT A., LAVOREL S. (2007) Plant trans in state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. *Ecological Monographs* 77, pp. 33-52.

REICHHOLF J. (1999) Pole a louky: Ekologie středoevropské kulturní krajiny. Knižní klub a Ikar Praha, a.s, 223 p.

RYDVALOVÁ P., ŽIŽKA M. (2006) Ekonomické souvislosti revitalizace brownfields. Hospodářská fakulta Technické univerzity v Liberci.

SOMODI I., VIRAGH K., PODANI J. (2008) The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11, pp. 187-194.

SPASOJEVIC M.J., AICHER R. J., KOCH G.R., a kol., Koch GR, MARQUARDT E.S., MIROTCHEV N., TROXLER T.G., COLLINS S.L. (2010): Fire and grazing in a mesic tallgrass prairie: impacts on plant species and functional traits. *Ecology* 91, pp.1651-1659.

STALMACHOVÁ B. (1996) Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. VŠB-Technická univerzita Ostrava, 155 p.

STEVENSON M.J., BULLOU J.M., WARD L.K. (1995) Re-creating semi-natural communities : effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restor. Ecol.* 4, pp. 279-289.

ŠANTRŮČEK J. (2007) Encyklopedie pícninářství. Praha: ČZU-FAPPZ, 157 p.
www.agrokrom.cz/texty/metodiky/Picninarstvi/picniny/picniny_skripta_obsah.pdf

TER BRAAC C. J. F. & ŠMILAUER P. (2002) CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.52). Microcomputer Power, Ithaca, New York.

TISCHEW S. & KIRMER A. (2007) Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology* 15, pp. 321–325.

TISCHEW S., WIEGLEB G., KIRMER A., OELERICH H. M. & LORENZ A. (2009) Renaturierung von Tagebaufolgeflächen. In: Zerbe S. & Wiegleb G. [eds.], Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, pp. 349-388.

VALKO O., TOROK P., TOTHMERESZ B. (2011) Restoration Potential in Seed Banks of Acidic Fen and Dry-Mesophilous Meadows: Can Restoration Be Based on Local Seed Banks? Restoration Ecology 19, pp. 9-15.

VENTERIK H.O., VLIET R.E., WASSEN M.J. (2001) nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. Plant and Soil 234, pp. 171-179.

VRÁBLÍK P. (2009) Regenerace brownfieldů v modelové oblasti podkrušnohoří a možnost jejich revitalizace. Fakulta životního prostředí UJEP Ústí nad Labem 2009, 88 p.

VRÁBLÍKOVÁ J., SEJÁK J., VRÁBLÍK P. (2009) Metodika revitalizace území pro hospodářský, sociální a environmentální rozvoj v postižených regionech, kolektiv pracovníků FŽP, Ústí nad Labem 2009, 169 p.

WARREN J., CHRISTAL A., WILSON F. (2002) Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. Agriculture Ecosystems & Environment 93, pp. 393-402.

Internetové stránky, statistická data, zákony a směrnice

Internet (1) : www.ochranaprirody.cz

Internet (2) : www.osud.tosuya.net/?sekce=pojem

Internet (3) : www.mapy.cz

Směrnice 79/409/EHS

Směrnice 92/43/EHS

Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí ČR 2010, Český úřad zeměměřičský a katastrální, Praha 2010

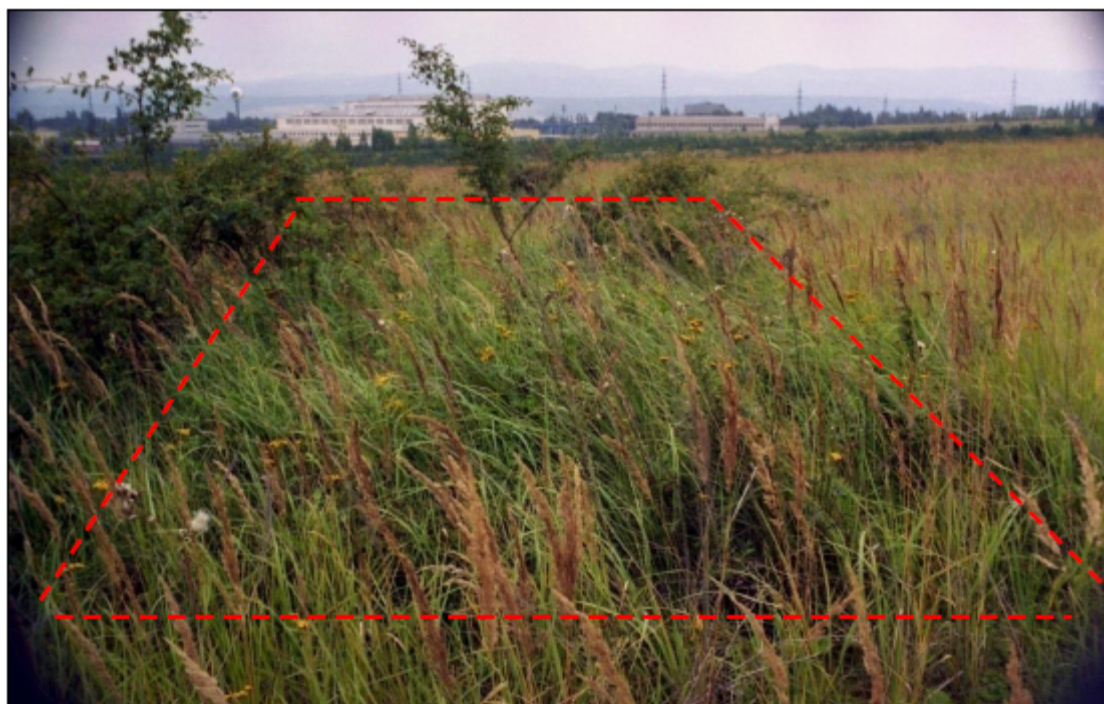
Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

Zákon č.334/92 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu

Přílohy

1. Fotografie z lokality výsypky
2. Soupis druhů a jejich zkratky

Příloha 1.: Fotografie z lokality výsypky



Obr. 1: Fotografie jedné „hromady“ přenesených drnů na výsypce ze srpna 2005, před zavedením managementu (pozn. pohled z kratší strany) (Matoušů, 2010).



Obr.2.: Fotografie jedné „hromady“ přenesených drnů na výsypce ze září 2010, se zavedeným managementem.



Obr. 3. : Fotografie lokality s „hromadami“ přenesených drnů.

Příloha 2.: Soupis druhů a jejich zkratky

Tab. 1. Soupis druhů nalezených na „hromadách“ přenesených drnů a použité zkratky.

Aegopodium podagraria	AegPod
Agrostis capillaris	AgrCap
Achillea millefolium	AchMil
Alchemilla sp.	AlchSp
Artemisia vulgaris	ArtVul
Calamagrostis epigejos	CalEpi
Calystegia sepium	CalSep
Campanula patula	CamPat
Centaurea jacea	CenJac
Centaurea stoebe	CenSto
Cirsium arvense	CirArv
Cirsium vulgare	CirVul
Crataegus sp.	CratSp
Daucus carota	DauCar
Deschampsia caespitosa	DesCae
Epilobium angustifolium	EpiAng
Euphorbia esula	EupEsu
Fragaria vesca	FraVes
Galium mollugo	GalMol
Geum urbanum	GeuUrb
Hieratium sp.	HierSp
Holcus lanatus	HolLan
Hypericum perforatum	HypPer
Lathyrus pratensis	LatPra
Leucanthemum vulgare	LeuVul
Myosotis sp.	MyosSp
Pimpinella saxifraga	PimSax
Plantago lanceolata	PlaLan
Poa angustifolia	PoaAng
Poa pratensis	PoaPra
Potentilla reptans	PotRep
Ranunculus repens	RanRep
Rosa sp.	RosaSp
Rubus sp.	RubuSp
Rumex acetosella	RumAce
Sedum maximum	SedMax
Senecio jacobea	SenJac
Symphitum officinale	SymOff
Tanacetum vulgare	TanVul
Taraxacum sp.	TaraSp
Trifolium repens	TriRep
Veronica chamaedris	VerCha
Vicia craca	VicCra
Viola tricolor	VioTri