

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Bakalářská práce

INTERAKCE MYKORHIZNÍCH HUB

A

ORGANICKÉHO HNOJENÍ

PŘI REKULTIVACI VÝSYPEK

Kateřina Charvátová

Průhonice, srpen 2007

INTERAKCE MYKORHIZNÍCH HUB

A

ORGANICKÉHO HNOJENÍ PŘI REKULTIVACI VÝSYPEK

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Ekologie a ochrana životního prostředí

zpracovatel: Kateřina Charvátová

externí školitel: Mgr. Miroslav Vosátka, CSc.

interní konzultant: RNDr. Jaroslav Tonika, CSc.

PODĚKOVÁNÍ:

Na tomto místě bych ráda poděkovala panu doktorovi Vosátkovi za ochotné poskytnutí tohoto tématu a danou příležitost vyzkoušet si, jaké to je být zaměstnancem Botanického ústavu AV ČR a pracovat v tak příjemném a veselém kolektivu Oddělení mykorhizních symbióz. Velmi také děkuji doktorce Janě Rydlové a doktorovi Davidovi Püshelovi za značnou pomoc, podporu a velice ochotné poskytování cenných rad a zdrojů informací, především statistických, pro napsání této práce. Davidovi Püschelovi patří zvláštní poděkování za povedené fotografie z výsypky. Poděkování patří i všem zaměstnancům oddělení, kteří mi vždy rádi v čemkoli pomohli nebo poradili.

Mé poděkování patří i mým rodičům a mému příteli, kteří se mnou mají trpělivost.

Finanční podpora pro tuto práci byla poskytnuta Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky (grant 1M67985939) a Grantovou agenturou Akademie věd České republiky (grant AV0Z60050516).

Obsah

1. Úvod	5
2. Literární přehled.....	6
2.1 Proč vznikají výsyvky.....	6
2.2 Rekultivace.....	6
2.2.1 Typy rekultivací.....	6
2.2.2 Rekultivační substráty.....	8
2.3 Spontánní sukcese.....	9
2.3.1 Průběh sukcese na výsypkách	10
2.4 Mykorhizní symbióza	11
2.4.1 Arbuskulární mykorhiza (AM) a její životní cyklus.....	11
2.4.2 Význam AM symbiózy pro rostliny a jejich společenstva.....	12
2.4.3 Mykorhizní houby a půdní prostředí.....	13
2.5 Mykorhizní symbióza a sukcese.....	14
2.6 Organické hnojení a praktický význam mykorhizní symbiózy.....	16
2.7 Ekologie obnovy a alternativní rekultivace výsypek.....	17
2.7.1 Inokulace mykorhizními houbami při obnově ekosystémů	18
2.8 Další argumenty pro technické nebo alternativní rekultivace.....	19
3. Materiál a metodika.....	21
4. Výsledky	23
5. Diskuze	25
6. Závěr.....	26
7. Literatura.....	27
8. Přílohy	31

Seznam použitých zkratk:

- AM** – arbuskulární mykorhiza, arbuskulární mykorhizní, arbuskulárních mykorhizních
KPK – kompostovaný papírenský kal
MIP – mykorhizní inokulační potenciál, koncentrace diaspor mykorhizní houby v substrátu

1. Úvod

Hlavním tématem této bakalářské práce je zjistit, zda je možné omezit technické zásahy při rekultivaci výsypek po těžbě hnědého uhlí použitím inokula mykorhizních symbiotických hub, podporujících růst rostlin, a organického hnojení. Podle zákona č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon) odstavce 5 se za sanaci považuje odstranění škod na krajinně komplexní úpravou území a územních struktur. Avšak množí se názory odborníků, které zpochybňují význam příliš radikálních, finančně nákladných rekultivačních zásahů. „Příroda pracuje zadarmo“ zní např. název článku K. Pracha (Vesmír 2006).

Zavedené postupy rekultivace povrchových dolů se však mění pomalu a stále přetrvává tradiční model, kdy se nejdříve skrývají úrodné svrchní vrstvy, které se ukládají zvlášť tak, aby se jimi poté mohly překrývat výsypky tvořené problematickými jíly z hlubších nadloží hnědouhelné sloje. Výhodou takto překrytých výsypek je možnost jejich rychlého ozelenění. Například Severočeské doly, a.s. ve svém propagačním článku v časopise Vesmír (Suchý 2006) několikrát ubezpečují, že se zaměřují právě na to, aby co nejrychleji vznikla funkční následná krajina, která odpovídá regionu.

Avšak o síle spontánní sukcese na hnědouhelné výsypce se můžeme přesvědčit již po 20 letech, kdy její pokrytí vegetací může dosahovat 100 % (Prach 1989). Navíc bude charakteristická vyšší druhovou diverzitou (Prach 2003). Je proto dobré položit si otázku, jestli je finančně nákladné přemísťování skrývkové zeminy sem a tam skutečně efektivní a logické.

Cíle terénního experimentu

- *Bylo by vhodné používat mykorhizní inokulum jako součást alternativních postupů při rekultivaci výsypek?*
- *Jak aplikace mykorhizního inokula a organického hnojiva na jílový substrát ovlivňuje růst rostlin a jejich společenstva?*
- *Jak aplikace mykorhizního inokula a organického hnojiva ovlivňuje rostliny rostoucí na spráši a kompostovaném papírenském kalu ?*
- *Jak intenzivně je potlačována mykorhizní symbióza po aplikaci kompostovaného papírenského kalu?*

2. Literární přehled

2.1 Proč vznikají výsypky

Výsypky jsou antropogenní uloženiiny vytvořené uměle, tzv. technosoly (Tomášek 2003). Charakteristickým rysem povrchu výsypek je chaotická směs zemin rozdílného limnického původu, stáří, mineralogického složení, struktury a tím i rekultivačního významu (Dimitrovský 2001). Výsypky vznikají při těžbě uhlí povrchovým způsobem v oblastech, kde se uhelná sloj nachází několik desítek metrů pod povrchem, a proto je potřeba odstranit, odvést a uložit nadložní vrstvy ložiska, z nichž se zakládají výsypky. Podle zákona č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu se zvláště skrývá nadložní úrodná vrstva. Oproti hlubinné je povrchová těžba ekonomičtější a dosahuje více než dvojnásobně vyššího využití (Dimitrovský 2001).

Povrchová těžba je však hlubokým zásahem do krajiny, který kompletně narušuje původní geomorfologii, horninové, půdní, hydrologické, mikroklimatické, mezoklimatické podmínky, je zdrojem emisí z hoření uhlí, narušuje biotu, způsobuje destrukci nebo fragmentaci přírodních stanovišť, vymazává z mapy celá sídla a postihuje zdraví lidí (Moldan, Schnoor 1991). Velkolomy v severočeském hnědouhelném revíru zabírají těžbou a výsypkami 26 000 ha.

2.2 Rekultivace

Těžaři jsou povinni podle horního zákona (č. 44/1988 Sb.) po dobu těžby vytvářet rezervu finančních prostředků na sanaci a rekultivaci území, v době po dotěžení ložiska. Rekultivace výsypek začíná již jejich samotným navážením v průběhu důlnětechnické etapy rekultivace, kdy se při umístování výsypek dbá na trvalou stabilitu výsypkového tělesa. Po skončení této etapy – po 5–8 letech (Štýs 1981) následují technické úpravy terénu, navázka zemin, půdní meliorace, hydromeliorační (odvodňovací a závlahové stavby) a hydrotechnické úpravy (výstavba toků, výstavba vodních nádrží) a technické úpravy svahů. Dalším krokem je pak biologické oživení výsypky (Štýs 1999).

2.2.1 Typy rekultivací

(Upraveno podle Zprávy o udržitelném rozvoji skupiny Czech Coal v roce 2006 a publikace Rekultivace, S. Štýs 1999)

1. Zemědělská rekultivace – realizace vychází ze zákona o ochraně zemědělského půdního fondu a z povinnosti skrývky kulturních vrstev půdy. Technologický postup zemědělské

rekultivace je ovlivněn požadovaným výsledkem, kterým může být orná půda, louka, pastvina a další jiné druhy zem. rekultivace. Hodí se pro svahy se sklonem 3–8 %. Podíl těchto rekultivačních roků od roku klesá, v souvislosti s útlumem využívání zemědělského půdního fondu v celé České republice (Štýs 1999).

2. Lesnická rekultivace – je prioritou v rekultivačním procesu s vazbou k mnoha zvláštním ochranným funkcím lesa (hydrickým, protierozním, stabilizačním, asanačním, klimatickým), ale i funkcím rekreačním. Realizace má dvě základní fáze tj. přípravu ploch a zakládání sazenic v rozsahu 1–3 roky a pěstební péče v rozsahu 6–8 let. Uplatňovány jsou dřeviny domácího původu ve schválené skladbě a dřeviny vhodné vzhledem k inklinaci rekultivovaného území (Czech Coal 2006). Vhodný sklon svahu je do 25 %.

3. Vodohospodářská rekultivace – představuje tvorbu nového vodního režimu rekultivované krajiny formou stavebně technických opatření. V rámci menších vodohospodářských děl jsou budovány např. příkopy, drény, odvod. žebra, retenční nádrže, za účelem regulace odtoku vody a zachycení erozního sedimentu. Respektují se vytvořené lokální deprese vody jako stabilizující ekologický prvek v krajině (Czech Coal 2006). Větší vodní plochy jsou vytvářeny s vazbou na zaplavování zbytkových jam či velkých depresí pro účely příměstské rekreace a jiná funkční využití.

Rozsáhlé vodohospodářské rekultivace, které se připravují, mají vytvořit podobnou krajinu typickou vodními plochami, jako jižní Čechy (VŠE 2007). Takovou krajinou byla ostatně podkrušnohorská pánev ještě do 30. let 19. stol. Tehdy se v oblasti dnešního lomu Československé armády (ČSA) rozlévalo Komořanské jezero s rozlohou 5600 ha, které později lidskými zásahy zaniklo (Vaněk 2006) (pro srovnání naše největší přehradní nádrž Lipno má rozlohu 4870 ha).

4. Ostatní rekultivace – funkční a rekreační zeleň – Při navrhování krajinnotvorného řešení touto formou není volen klasický způsob rekultivace lesní nebo zemědělské, ale forma rozptýlené zeleně (roztrošená zeleň), která patří k významným krajinnotvorným prvkům. Jejich cílem je vytvoření např. parků, sadů, příměstské zeleně, začlenění rekreačních a sportovních ploch do krajiny, úprava okolí průmyslových objektů a skládek atd. Významným vegetačním prvkem na rekultivovaných výsypkách je doprovodná zeleň okolo vodotečí a břehových partií zatopených zbytkových jam. Do rekultivované krajiny jsou navrhovány také stromořadí podél cest a komunikací, polní lesíky, remízky a keře na svazích výsypek ohrožených erozí. Při rekultivacích mohou vznikat i nové zahrady nebo sportovní či dětská hřiště. Příkladem méně běžných rekultivačních ploch mohou být hipodrom, autodrom a malé sportovní letiště, které vznikly na rekultivovaných plochách na Mostecku.

2.2.2 Rekultivační substráty

Jíly

Výsypkový substrát na Mostecku je podle studie (Vráblíková 2001) tvořen šedými miocenními jíly různých barevných odstínů, lupkovitě zpevněnými, které zvětrávacími procesy hutní a snižuje se jejich propustnost. Počáteční fyzikální vlastnosti jsou většinou nepříznivé, pouze při zvětrávání z lupkovité struktury na deskovitou až lístkovou se vytváří příznivější půdní prostředí. Po stránce živin je zpravidla nízký obsah fosforu, obsah draslíku je na střední úrovni a obsah hořčíku je vysoký (viz Tab. 1). Jíly jsou bezkarbonátové, půdní reakce je slabě kyselá až slabě zásaditá. Na výsypkách se mohou objevit i žluté až žlutohnědé jíly, jejichž nepříznivé půdní vlastnosti se nemění ani po jejich delším uložení na povrchu výsypky. Jílovité substráty neobsahují prakticky žádný humus. Zpočátku v nich není přítomna ani organická hmota umožňující pozdější vznik humusu.

Spraše

Spraše jsou těmi již zmiňovanými zvláště skrývanými vrstvami, které jsou obvykle používány pro překrývání jílu při rekultivaci výsypek. Jedná se o žlutohnědé hlinité, zrnitostně těžší eolické sedimenty s obsahem CaCO_3 . Mají poměrně příznivé fyzikální vlastnosti i vodní režim. Výhodou je jejich úrodnost díky dostatečnému obsahu živin a příznivému pH. Za optimální mocnost převrstvení např. pro zemědělskou rekultivaci je považována mocnost překryvu 0,5 m (Čermák, Kohela, Dedera 1999).

Sprašové hlíny

Sprašové hlíny jsou odvápněné spraše (s nižším obsahem uhličitanu vápenatého) a výrazným zjílovatěním. Toto zjílovatění je způsobeno rozkladem živců, z nichž vznikají jílovité minerály s nepříznivými fyzikálními vlastnostmi díky zvýšenému obsahu kaolinitu.

Dále se na mosteckých výsypkách vyskytují **písky, štěrkopísky, hlinitopísčité a písčitohlinité zeminy**.

Kompostovaný papírenský kal (KPK)

Jedná se o směs krátkých celulózových vláken z papírny ve Štětí, biologických kalů a kůry ze suchého odkornění v poměru 1 : 1 : 1. Přesné složení tohoto substrátu může být během jeho výroby modifikováno podle specifických požadavků na místo jeho použití. Měnit se dá jak základní složení, tak i obsah jednotlivých biogenních prvků. Substrát tak může co nejlépe odpovídat následnému použití (protieroznímu, mulčovacímu, na plochy pro zatravnění) (Püschel 2002). KPK má značně vysoký obsah Ca, dokonce vyšší než spraš (viz Tab. 1).

2.3 Spontánní sukcese

Spontánní sukcese je uspořádaný sled vývoje ekosystémů zahrnující změny jejich prostorového a funkčního uspořádání v průběhu času – od jednoduchých po nejsložitější společenstva. Je to postupný proces vzniku stabilního ekosystému na určitém místě. V našich klimatických podmínkách sukcese většinou směřuje od ekosystémů jednoletých bylin přes ekosystémy vytrvalých travin k ekosystémům listnatých lesů (v nižších a středních polohách). Sled vyhraněných ekosystémů, které se v daném území vzájemně nahrazují, se nazývá *sukcesní řada* (sukcesní série). Jednotlivé přechodné typy ekosystémů se označují jako *sukcesní stadia*. Počátek sukcese, uchycení prvotního společenstva se označuje jako *ecese*. Závěrečný vývojový stupeň sukcesní řady jako *klimax* (Máchal 2006).

PRIMÁRNÍ SUKCESE probíhá velmi pomalu na místech, která ještě nikdy nebyla pokryta vegetací a dokonce chybí půda. Protože pedogeneze je výsledkem fyzikálních a biologických procesů, při řízení primární sukcese se spojují abiotické a biotické faktory (Matthews 1992 – viz citace Walker 2003). Během pedogeneze nejdříve zvětrává hornina, čímž se stává půdotvorným substrátem, ze kterého vzniká půda. Je to proces, jehož rychlost je nejvíce ovlivněna matečnou horninou, poté klimatem, biologickým faktorem, podzemní vodou, vlivem člověka a konfigurací terénu (nadmořskou výškou a relativními výškovými rozdíly) (Tomášek 2003). Chybí zde také jakékoliv diaspory rostlin i mikroedafon. Příkladem těchto stanovišť jsou právě různé výsypky a haldy, ale stejně tak i holé skály, půdy obnažené erozí nebo sesuvem, plochy na lávě, vulkanickém prachu nebo třeba písečných dunách. Obsáhle se jí věnuje kniha *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation* (Walker 2003).

Oproti tomu **SEKUNDÁRNÍ SUKCESE** se odehrává na místě, které již někdy v minulosti bylo pokryto vegetací, avšak ta byla z nějakého důvodu odstraněna. V půdě je zásoba mikroorganismů i diaspor, proto tato druhotná sukcese probíhá mnohem rychleji než sukcese primární. Dochází k ní na lesních pasekách, neobdělávaných polích, úhorech, nekosených loukách, na místech zničených požárem (Püschel 2002).

2.3.1 Průběh sukcese na výsypkách

V počátečních stádiích sukcese na výsypkách jsou rozhodujícími činiteli v sukcesi transport diaspor na výsypku a abiotické faktory jako je reliéf, vlhkostní poměry, povrchová teplota substrátu apod. a dále populačně-ekologické vlastnosti druhů, zejména možnosti přenosu diaspor z okolní krajiny (převládá anemochorie – přenos větrem a endozoochorie – rozšiřování pomocí semenožravých ptáků a savců) (Prach 1985).

Na mosteckých výsypkách bylo rámcově rozlišeno 5 základních sukcesních stádií (Prach 1989):

- I. 1–3: roky iniciální stadium s převahou jednoletých druhů (*Polygonum lapathifolium*, *Senecio viscosus*, druhy r. *Chenopodium*, aj.) o celkově nízké pokryvnosti (většinou pod 10 %)
- II. 4–6 let: stádium s nejvýrazněji dominující jednoletým druhem *Atriplex sagittata* s průměrnou pokryvností kolem 50 %
- III. 7–12 let stádium s dvouletým druhem *Cardium acanthoides* a jednoletkou *Sisymbrium loeselii*, pokryvnost vegetace kolem 80 %
- IV. 13–19 let stádium vytrvalých robustních bylin a s roztroušenými dřevinami, především *Sambucus nigra* (ta se může objevit již v 1. roce stáří výsypky), pokryvnost se blíží 100 %
- V. 20 a více let stádium s převahou, hlavně *Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos* a s roztroušenými dřevinami druhů *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Salix caprea*, vyjimečně dalšími druhy

2.4 Mykorhizní symbióza

Mykorhizní symbióza je způsob soužití kořenů rostlin, hub a půdy. Rozeznáváme různé druhy mykorhizní symbiózy, avšak v přírodě nejrozšířenější je arbuskulární mykorhiza, kterou je možné nalézt v kořenech téměř 80 % rostlinných druhů (Bonfante, Perotto 1995). Dalším druhem symbiózy je symbióza ektomykorhizní vyskytující se výlučně u dřevin. Mykorhizní houby patří mezi *Basidiomycetes*, *Ascomycetes* a *Zygomycetes* (konkrétně *Glomeromycota*). Různé druhy vytváří v půdě společenstva, jehož různé složky mají různé ekologické vlastnosti i funkce. Přehled taxonů arbuskulárně mykorhizních hub, které patří mezi *Glomeromycota*, je publikován v knize Mykorhizní symbióza (Gryndler 2004). Arbuskulární houby jsou všechny obligátními symbionty, tudíž jsou na svém hostiteli životně závislé.

Mykorhizních symbióz se účastní všechny typy krytosemenných rostlin. Značně omezena je tvorba mykorhiz u čeledí *Brassicaceae*, *Juncaceae*, *Cyperaceae*, *Lemnaceae*, *Caryophyllaceae* a *Chenopodiaceae* (Gryndler 2004). Naopak typickými hostiteli arbuskulární mykorhizy jsou např. rostliny z čeledí *Asteraceae*, *Poaceae*, *Ranunculaceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Solanaceae* (Rydlová 1998). Různé druhy rostlin lze uspořádat podle stupně závislosti na symbióze s AM houbami podél kontinua od nemykotrofních přes fakultativně mykotrofní k obligátně mykotrofním (Janos 1980). Mezi rostlinami a arbuskulárně mykorhizními houbami lze nalézt všechny typy vztahů od mutualismu přes neutralismus až po antagonismus (Francis, Read 1995).

2.4.1 Arbuskulární mykorhiza (AM) a její životní cyklus

AM houby vytváří v kořenech rostlin charakteristické mezibuněčné i vnitrobuněčné hyfy a zejména zvláštní bohatě větvené vnitrobuněčné útvary – arbuskuly. Dalšími charakteristickými strukturami jsou kulovité útvary – vezikuly (viz příloha Obr. 14–17). Nepříznivé podmínky AM houby přečkávají ve stadiu spory.

Životní cyklus začíná klíčením spory a následnou kolonizací kořene hostitele, pokračuje rozrůstáním hyf a tvorbou arbuskul a vezikul v kořenové pokožce a kůře. Arbuskuly vznikají větvením hyfy uvnitř buňky kořenové kůry hostitele a jsou místem velmi intenzivní výměny látek a informací mezi oběma partnery v symbióze. Kolonizace kořenového systému AM houbami je často usnadněna nedostatkem P. Sám nedostatek P vyvolává určitou fyziologickou reakci kořene, která může ovlivnit mykorhizní symbiózu (Gryndler 2004).

2.4.2 Význam AM symbiózy pro rostliny a jejich společenstva

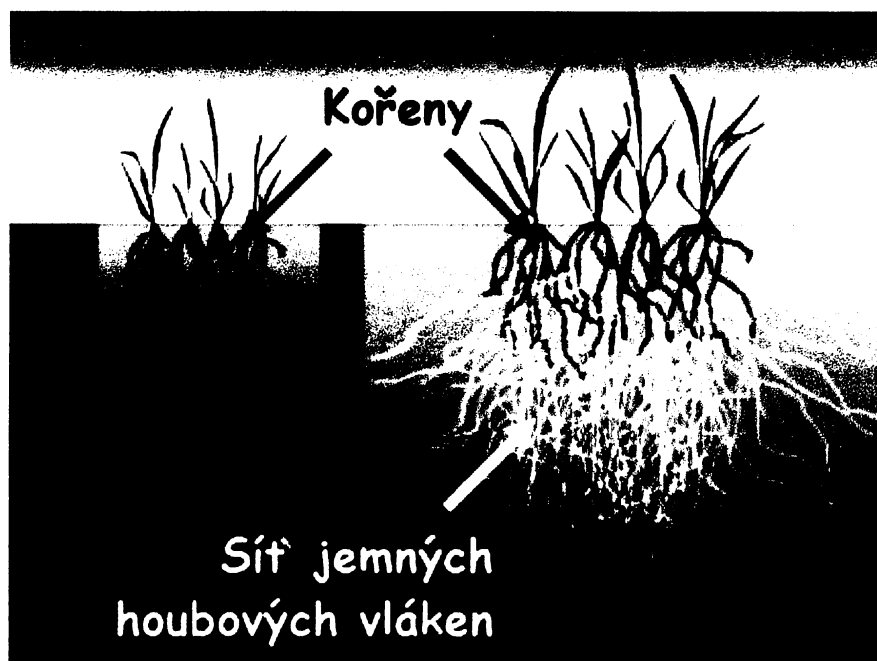
Arbuskulární houby čerpají energii ke své výživě od hostitelské rostliny, té pak na oplátku dodávají zejména minerální P, který je v půdě málo pohyblivý, minerální N, ale i makro a mikroživiny. Avšak v půdě s dostatkem minerálních živin se mykorhizní rostliny prokazují zhoršeným růstem, neboť rostlina je schopna si zabezpečit dostatek minerálních živin i bez přispění mykorhizní houby, kterou pak pouze živí (Gryndler 2004). Kromě zlepšené výživy AM houby mohou přinášet rostlinám užitek i v podobě ochrany před některými patogeny (Rydlová 1998). Další jejich významnou vlastností je ochrana hostitelské rostliny proti stresu představovanému vysokými koncentracemi těžkých kovů v půdě (Galli et al. 1994). Avšak nemusí to platit vždy, protože AM houby se mohou značně lišit svými vlastnostmi a tudíž také tolerancí k vyšším koncentracím těžkých kovů. Kromě toho je proces ochrany rostlin proti těžkým kovům ovlivněn mnoha faktory (Rydlová 1998). Nakonec existují zjevné důkazy, že AM houby mohou zvýšit toleranci rostlin vůči mírnému vodnímu stresu (Gosling et al. 2005).

Mycelium AM hub zejména podstatně zvyšuje objem půdy, z něhož rostlina může čerpat minerální výživu (Obr.1). Kromě toho má mycelium schopnost zasahovat i do nepatrných půdních prostor, které jsou kořenovému systému nedostupné. Mykorhizní houby účinně propojují kořenový systém hostitelské rostliny s jejím prostředím. Toto propojení lze chápat tak, že mykorhizní houba do značné míry zprostředkovává výměnu hmoty, energie a možná také informace mezi rostlinou a půdou (Gryndler 2004).

Mycelium také plní funkci jemného „potrubí“, které účinně rozvádí v půdě uhlík, který byl hostitelskou rostlinou při fotosyntéze zabudován do organických látek a transportován do kořene (Johnson et al. 2002). Rozvádění uhlíku AM houbami má důležité ekologické důsledky. Například podle Moora, Zobel (1996) je to důvod zvýšení vnitrodruhové a snížení mezidruhové kompetice (soutěžení o zdroje) a tím zvyšování diverzity rostlinných společenstev.

Na základě vědeckého pozorování ektomykorhizních hub se odhaduje, že zhruba 24 % asimilovaného uhlíku transportovaného původně do kořenového systému rostlin se nakonec dostalo do mycelia, odkud může být uvolněno do půdního prostředí ve formě nejrůznějších produktů metabolismu houby. Některá pozorování naznačují, že s rostoucí teplotou může vzrůstat i ukládání organických látek v půdě (Gryndler 2004). Proto by mykorhizní houby mohly představovat významný sink uhlíku a tím se podílet na zpětné vazbě při zvyšování obsahu CO₂ v atmosféře (Nátr 2000). Je však možné předpokládat i opačný vliv (Gryndler 2004).

Obr.1: Schématické znázornění zvětšeného objemu půdy, ze kterého může mykotrofní rostlina čerpat živiny. Mykotrofní rostliny jsou proto vitálnější a mají větší biomasu. (zdroj obr.: Symbio-M; www.symbiom.cz)



2.4.3 Mykorhizní houby a půdní prostředí

Mykorhizní houby jsou v půdě rozloženy nerovnoměrně, ale nejvíce se vyskytují při povrchu půdy, který je dobře provzdušněn, a kde je vysoká hustota kořenů hostitelských rostlin. V tomto půdním horizontu se také nachází mnoho organické hmoty, na jejímž rozkladu se mykorhizní houby podílejí. Dalším významným horizontem, kde žijí mykorhizní houby jsou humusové horizonty (Gryndler 2004). V humusovém horizontu se akumulují biogenní prvky, ve formě humifikovaných organických látek, které jsou v tomto horizontu více méně dokonale promísené s minerálním podílem půdy (Tomášek 2003).

Mycelium AM hub do půdy vylučuje ekologicky důležitou látku, kterou je glykoprotein **glomalin**. Ten pravděpodobně působí jako jeden z hlavních faktorů stabilizujících půdní částičky – agregáty (Wright 1996). Jeho tvorba je regulována tak, aby jím byly obohacovány zejména půdní prostory, které mají narušenou půdní strukturu. Tím příznivě působí na stabilitu půdy vůči vodní a větrné erozi (Gryndler 2004).

2.5 Mykorhizní symbióza a sukcese

Tím, že mykorhizní houby mění v půdě obsah organických látek a stabilizují půdní strukturu, se vlastně podílejí na změně půdního prostředí. Protože vlastnosti půdy do jisté míry spoluurčují složení rostlinného pokryvu, dochází vlivem změny půdního prostředí i ke změnám ve složení tohoto rostlinného pokryvu. Rostlinný pokryv sám o sobě však také mění půdní vlastnosti (např. vodní a teplotní režim, dostupnost minerálních živin) i složení společenstva půdních organizmů, včetně mykorhizních hub (Gryndler 2004).

Všeobecně se má za to, že s postupující sukcesí se zvyšuje množství mutualistických vztahů a klesá dostupnost živin, které jsou buď vymývány, nebo vázány v biomase (Odum 1977). K nejdůležitějším mutualistickým vztahům v rostlinném společenstvu patří právě soužití hub s kořeny vyšších rostlin, tedy mykorhizní symbióza (Klán 1989). Janos (1980) ve své studii zmiňuje, že sukcese začíná nemykotrofními ruderalními druhy (na živinami chudých stanovištích bez AM hub). Při dostatečném přísunu mykorhizního inokula a diaspor mykotrofních druhů rostlin a s poklesem disturbance (Reeves 1985) by měl vývoj směřovat k obligátně mykotrofním druhům, a to buď přímo, nebo přes fakultativní mykotrofy (Reeves 1985). Allen a Allen (1984) usuzují, že rychlost rostlinné sukcese na narušených místech pravděpodobně závisí na rychlosti, jakou vzrůstá hladina mykorhizního inokula s časem.

Graf 1: Závislost rostlinných druhů na mykotrofním způsobu výživy při různé dostupnosti živin a infektivitě půdy (Janos 1980).

		DOSTUPNOST ŽIVIN	
		vysoká	nízká
INFEKTIVITA PŮDY	vysoká	C-stratégové	M+
	nízká	M±	M-

M- nemykotrofní druhy
 M± fakultativně mykotrofní druhy
 M+ obligátně mykotrofní druhy

Graf 2: Vztah mezi životní strategií rostliny (Grime 1977) a její závislostí na mykotrofním způsobu výživy (Reeves 1985).

		INTENZITA STRESU	
		nízká	vysoká
INTENZITA DISTURBANCE	nízká	C-stratégové M±	S-stratégové M+
	vysoká	R-stratégové M-	neživotaschopná strategie

Termíny z grafu 2 :

C – stratégové, (C = competition), jsou rostliny, které mají takové metabolické i trofické vlastnosti, které jim zajistí vysokou konkurenční schopnost. Bývají to relativně vysoké rostliny s velkou biomasou, velkým asimilačním aparátem i většími listy, bývají dlouhověké. Nesnáší však narušování (*disturbanci*) (Jakrlová, Pelikán 1999).

diturbance – ničení (destrukce) vytvořené rostlinné biomasy (pastvou, hmyzem, člověkem, erozí, ohněm, záplavami apod.) (Jakrlová, Pelikán 1999).

S – stratégové, (S = stress tolerant), jsou rostliny, které snášejí silný stres, např. ve formě nedostatku vody nebo výživy, ale snášejí pouze malé narušování biomasy. Společným znakem těchto vytrvalých rostlin je pomalý růst, nízká roční produkce, malé listy či jehlice (Jakrlová, Pelikán 1999).

R – stratégové – (R = ruderal) rostliny, které jsou svými vlastnostmi adaptovány na velké narušování biomasy, snášejí však jen malý stres. Jsou to druhy, které jsou často jednoleté, s rychlou tvorbou biomasy, velkou reprodukční kapacitou a dobrou klíčivostí většinou malých semen (Jakrlová, Pelikán 1999).

2.6 Organické hnojení a praktický význam mykorhizní symbiózy

Pozitivní vlivy AM hub popisované v kapitole 2.4.2 jsou ve stále větší pozornosti v souvislosti s organickým zemědělstvím, které nepoužívá většinu syntetických biocidů a hnojiv, a při hospodaření může využívat pouze organické materiály a střídání plodin (IFOAM 1998). To znamená, že se organické zemědělství spoléhá převážně na biologické procesy. Je pro ně proto nezbytné aktivní půdní společenství mikroorganismů, v němž významnou roli hrají AM houby. O těch se předpokládá, že mohou kompenzovat snížené používání fosfátových hnojiv (Gosling et al. 2005).

Obecně konvenční zemědělství má negativní dopad na společenství AM hub a zemědělské půdy jsou o AM houby ochuzovány, zvláště co se týče počtu druhů. Je to především způsobeno používáním vysokých dávek fosfátových hnojiv, které mají na AM houby negativní vliv. Avšak při používání organických zdrojů živin, jako jsou stájový hnůj, kompost, zbytky plodin a pomalu rozpustná minerální hnojiva, jako fosforečnanové horniny, není potlačování AM hub zřejmé. Dokonce se při aplikaci těchto hnojiv může projevit stimulace růstu AM hub. Pouze nadměrné používání organických hnojiv bohatých na P, jako drůbeží mrva, může mít na společenství AM hub negativní dopady (Gosling et al. 2005).

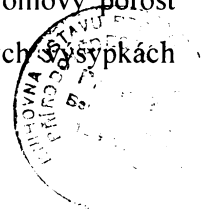
Zlepšování podmínek pro rozvoj přirozeného společenstva mykorhizních hub, např. právě používáním organického hnojení, je tou nejlevnější variantou. Dražší možností je použití mykorhizního inokula, tj. očkovacího přípravku, který se aplikuje ke kořenům hostitelských rostlin, nebo přimíchává do výsevních substrátů. Zatím se mykorhizní inokulace uplatňuje nejčastěji v zahradnictví, při zakládání a udržování trávníků (např. golfových hřišť), v lesním školkařství apod. Pro uplatnění mykorhizní inokulace ve větší míře je nicméně třeba dořešit problém velkoobjemové výroby inokula mykorhizních hub (Gryndler, Vosátka 2004).

2.7 Ekologie obnovy a alternativní rekultivace výsypek

Ekologie obnovy (restoration ecology) je samostatnou vědeckou disciplínou, vycházející z ekologie jako vědecké disciplíny, která vznikla v devadesátých letech 20. století. Přináší podklady k praktickým nápravným opatřením narušených, nebo i úplně zničených ekosystémů. Má být oborem, kde se protnou aktivity techniků, ochránců přírody a vědců – ekologů (Prach 1995). Tento obor má samostatný časopis *Restoration Ecology*, Blackwell, New York, vycházející od r. 1993.

Jedním z několika metodických postupů ekologie obnovy je tzv. **ŘÍZENÁ SUKCESE**, která využívá postupy jako dosevy, dosadby, odstraňování nežádoucích druhů apod., čímž je přirozená sukcese trvale nebo dočasně usměrňována k požadovanému stavu. Řízené sukcese se často používá při rekultivaci míst narušených těžbou, a to hlavně v USA, Anglii a v Porúří (Prach 1995). V České republice Fakulta životního prostředí Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem provedla ve spolupráci s MUS, a.s. od r. 1998 řadu výzkumů v oblasti Pařidelského laloku – výsypky lomu Most. Výsledkem této vědecko-výzkumné činnosti, zahrnující i několik diplomových prací studentů, bylo uznání metody řízené sukcese jako plnohodnotné rekultivace, kterou je v určité míře možné použít jako doplňkovou formu klasických rekultivací. Bylo prokázáno, že např. malá lokální deprese, v níž se hromadí voda, nemusí být nákladným způsobem odvodňována, ale může z ní po aplikaci vhodných opatření vzniknout mokřad. Poté, co se řízená sukcese osvědčila na Pařidelském laloku, stala se součástí rekultivačních postupů MUS, a.s. také na výsypkách „Jižní svahy“ a „Nový závod“ (Püschel 2002).

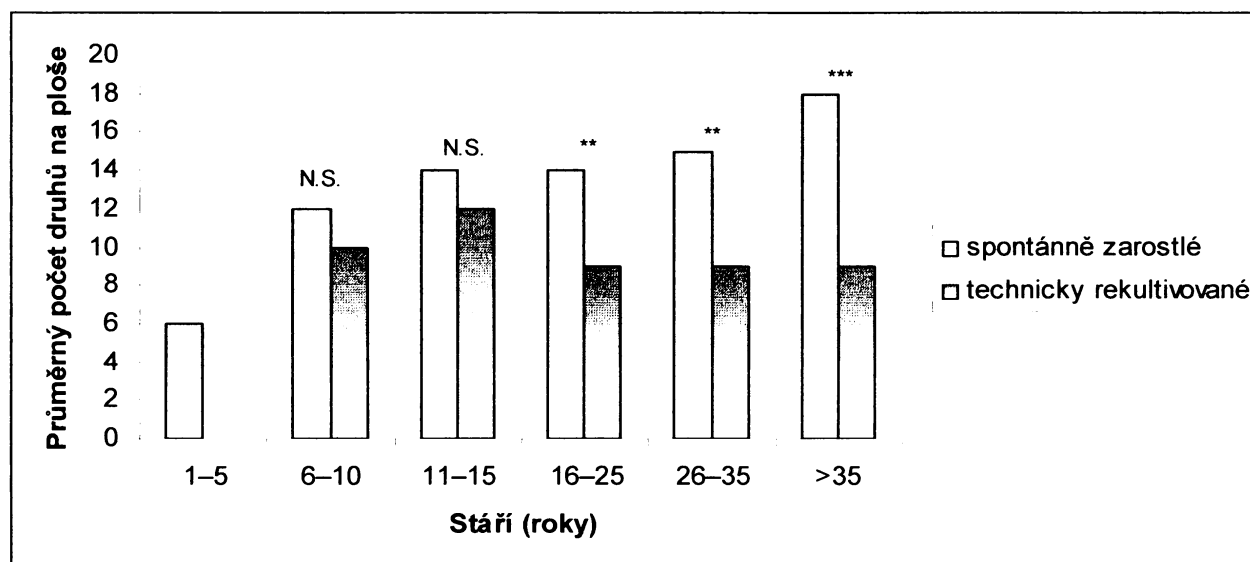
Při obnově narušených ekosystémů je v poslední době ve středu zájmu využívání **SPONTÁNNÍ SUKCESE**. Opakovaně se totiž ukazuje, že spontánní sukcese nejenže vede k lepším výsledkům než technické zásahy ale navíc není tak finančně nákladná. Z tohoto pohledu jsou zajímavé studie, které srovnávají různé výsypky technicky rekultivované a spontánně zarostlé v Severní Americe a v Evropě, na které ve svém článku odkazuje Prach (2003). Jeho článek se věnuje tomuto srovnání na hnědouhelné výsypce v severozápadních Čechách. Pozorováním různě starých výsypek, a to jak technicky rekultivovaných, tak spontánně zarostlých, došel k závěru, že druhová diverzita, která je jedním z kritérií úspěšné rekultivace, je signifikantně vyšší na plochách ponechaných spontánní sukcesi než na plochách rekultivovaných (Graf 3). Zatímco na technicky rekultivovaných plochách může dominantní tráva *Calamagrostis epigejos* zcela převládnout, na plochách ponechaných přirozené sukcesi je její expanze díky kompetici ze strany ostatních druhů značně pomalejší. Dále bylo na studovaných výsypkách sledováno, že hustý bylinný povrch chránil svahy proti vodní ronové erozi lépe než hustý stromový porost s chudým bylinným pokryvem. Závěrem se zmiňuje, že na spontánně zarostlých výsypkách



nezaznamenal žádné nepůvodní invazní druhy. Naproti tomu při technických rekultivacích se lokálně používají invazní druhy, zvláště *Robinia pseudoacacia*, *Quercus rubra* a *Acer negundo*.

Těmito zjištěními potvrdil, že spontánní sukcese může být rozumnou alternativou technickým rekultivacím na vhodných lokalitách. Příkladem jde Německo, kde byl učiněn přijatelný kompromis: 85 % ploch narušených těžbou je rekultivováno, 15 % je ponecháno spontánní sukcesi (Schulz, Wiegleb 2000; Wiegleb, Felinks 2001). V České republice není pro tento postup vhodná legislativa, neboť plocha stabilizovaná procesy přirozené sukcese není příslušnými úřady vnímána a uznávána jako plocha rekultivovaná.

Graf 3: Průměrný počet druhů na ploše 5×5 m v každé věkové kategorii na spontánně zarostlé a technicky rekultivované výsypce. Vysázené druhy byly vyloučeny. Statisticky významné rozdíly (two-sample *t* test) jsou označeny: ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, N.S. nesignifikantní. Protože jsou výsypky rekultivovány po 5–8 letech po jejich navení, jsou v první kategorii pouze spontánně zarostlé plochy (upraveno podle Prach 2003).



2.7.1 Inokulace mykorhizními houbami při obnově ekosystémů

Aplikaci mykorhizního houbového inokula při obnově ekosystémů se začíná věnovat pozornost. Například ve Velké Británii byl proveden pokus s použitím mykorhizní inokulace při ozelenění černouhelné výsypky Bettshanger v Kentu. Bylo použito inokulum AM hub pro očkování směsi jetelovin a ektomykorhizní inokulum pro očkování vysazovaných dvouletých semenáčků břízy pýřité (*Betula pubescens*). Po šesti měsících růstu na této lokalitě s velmi nízkou dostupností živin a s nedostatkem vláhy byly zaznamenány významné rozdíly v úmrtnosti inokulovaných a neinokulovaných rostlin (u břízy 3 % proti 59 %, u jetelovin 5 % proti 95 % nepřeživších rostlin v mykorhizní, resp. nemykorhizní variantě) (Gryndler, Vosátka 2004).

Dalším příkladem úspěšné inokulace byla aplikace ektomykorhizního inokula u břízy a AM hubového inokula u trávy *Elymus* sp. na erodovaných vulkanických půdách na Islandu. Inokulace zlepšila přežívání trávy vysévané na pokusných plochách a zlepšila růst vysazovaných dřevin (Enkhtuya et al. 2003).

Pro opětovné ozelenění semiaridních středomořských ekosystémů ve Španělsku se testovala inokulace AM houbami v kombinaci s aplikací organických kompostovaných odpadů u keře *Pistacia lentiscus*. Tento pokus ukázal, že tato kombinace ošetření může výrazně vylepšit růst *Pistacia lentiscus* v semiaridních podmínkách (Caravaca et al. 2002).

2.8 Další argumenty pro technické nebo alternativní rekultivace

Někteří vědci se domnívají, že technickými rekultivacemi je krajina podruhé ničena. Autoři Stibral a Neustupa (2007) ve svém krátkém popularizačním článku zmiňují, že na nerekultivovaných výsypkách vznikají cenné mezotrofní mokřady, které připomínají ekosystém před masivní eutrofizací. Závěrem se ptají sami sebe, jakou sociální funkci má technomorfní krajina vzniklá technickými rekultivacemi, a hned si odpovídají, že snad jen k nějaké „technoparty“. Někteří zastánci technických rekultivací oponují a tvrdí, že doporučení ponechat výsypku spontánní sukcesi je fatálně mylné a samovolné rozšiřování trav, bylin, keřů a stromů je podle jejich názoru nereálné (Dimitrovský 2001). Naopak upozorňují na dlouhou tradici české rekultivační školy sahající do 60. let, kdy vznikl tehdy pokrokový program Generel rekultivací, který byl soustavně doplňován o nové poznatky, a jehož úspěchy jsou uznávány i v zahraničí (Štýs, Braniš 1999; Štýs 1999).

Nelze pochybovat o tom, že člověk značně narušuje přirozené ekosystémy. V knize Geologická paměť krajiny (Kukal et al. 2005) se popisuje, že například člověk v České republice přemístuje 80× větší množství materiálu z povrchu než přírodní procesy a nejen stavebními pracemi urychluje erozi přibližně 50×. Také eolická sedimentace (jinak atmosférická depozice), která úzce souvisí s erozí, je v severočeském hnědouhelném revíru 1400 cm za 1000 let (pro srovnání dlouhodobý průměr pro Evropu představuje 4 cm za 1000 let). V této knize se však dočteme i to, že geologická minulost je plná katastrof, ale čím dříve v minulosti se staly, tím menší stopy v krajině zanechaly. I k tvorbě černého uhlí přispěly katastrofické události a zátopy, které pohřbily vegetaci v močálech a rychle ji překryly bahnem a pískem. Člověk však bohužel vše kolem sebe posuzuje podle délky svého života, ač bylo geology spočítáno, že 10 let lidských odpovídá 150 mil. let geologických (Kukal et al. 2005).

Krajina, která sama dokáže zahladit stopy katastrofy, již byla postižena, by se mohla stát lákavou nejen pro přírodovědce, ale i pro veřejnost. Podobně jako třeba obnovující se šumavský

les po kůrovcové kalamitě by se mohla spontánně zarostlá výsypka stát zajímavou turistickou nebo cyklistickou destinací pro budoucí generace. To není vzhledem k projektu Severočeských dolů, a.s. podporovaném Ministerstvem životního prostředí *Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v severozápadních Čechách* vůbec nereálné (Suchý 2006).

Další argument pro alternativní rekultivace najdeme ve strategickém dokumentu *Státní politika životního prostředí 2004–2010*, schváleném usnesením vlády v r. 2004, kde se dočteme, že jedním z jeho pilířů pro udržitelný rozvoj je maximální hospodárné využívání neobnovitelných zdrojů, jako jsou nerostné suroviny a fosilní paliva, a maximálně šetrné hospodaření s pomalu se obnovujícími zdroji, jako je půda či podzemní voda, a to za současného zachování biodiverzity. Alternativními rekultivacemi se přitom šetří jak fosilními palivy (pohonné hmoty nákladních automobilů a těžké techniky), tak půdou, a navíc se tím může podpořit vyšší biodiverzita.

Dnešní krajina je hustě osídlena lidmi, je to kulturní krajina a značné množství těžbou devastovaných území se nalézá v bezprostřední blízkosti sídel. Z tohoto důvodu nelze předpokládat, že bude nově vzniklá krajina ponechána přirozenému vývoji, ale spíše bude již od svého vzniku podřízena svému budoucímu využití člověkem. Avšak v odlehlejších místech by alternativním rekultivacím mohl být ponechán určitý prostor. Takovéto území by v budoucnu mohlo představovat krajinný prvek navazující na síť územních systémů ekologické stability. Pro tento přístup, sahající nad rámec již uznaných metod řízení sukcese, by však byla potřeba určitá změna příslušné legislativy.

3. Materiál a metodika

Dvouletý pokus byl založen v září r. 2004 na hnědouhelne výsypce Vršany v Severočeské hnědouhelne pánvi hned poté, co skončila technická fáze rekultivace. Experimentální plocha byla rozdělena na tři stejné bloky s různými substráty. Zatímco na prvním bloku byly ponechány původní výsypkové miocénní jíly, druhý blok byl překryt 20 cm vrstvou kompostovaného papírenského kalu (KPK) – viz kapitola rekultivační substráty. Třetí blok byl překryt vrstvou spraše, také o mocnosti 20 cm. Chemické charakteristiky těchto substrátů jsou uvedeny v Tab. 1.

Každý substrát byl rozdělen na 4 parcely velikosti 36 m² (o rozměrech 9×4 m), které byly specificky ošetřeny: 1) hnojivem Conafer® (firmy Symbio-M Ltd., ČR, www.symbiom.cz) o hmotnosti 0,69 kg.m⁻², které je kompletním přírodním dlouhodobě se uvolňujícím hnojivem složeným ze 100 % z přírodních látek (z extraktu z mořských řas, keratinu z rohoviny, mletých schránek mořských živočichů a přírodních minerálů: apatitu a serpentinitu), které podporuje rozvoj půdní mikroflóry, 2) inokulace AM houbami ve formě produktu Symbivit® (také firmy Symbio-M Ltd., ČR) v objemu 1,7 l.m⁻², které obsahuje rozmnožovací částice (spory, mycelium a kolonizované části kořenů) 6 AM hub rodu *Glomus* vázané na inertním nosiči (směsi rozemleté opuky, zeolitu a expandovaného jílu), 3) aplikace stejné dávky nosiče jako v předešlé parcele bez diaspor AM hub (použitý pro odlišení jeho společného vlivu s AM houbami a vlivu samotné anorganické součásti hnojiva na růst rostlin), 4) neošetřená kontrolní plocha. V září 2004 byly všechny parcely osety semeny traviny *Arrhenatherum elatius* (L.) Presl. z čeledi *Poaceae* a semeny *Lotus corniculatus* L. z čeledi *Fabaceae* v množství 2000 semen obou druhů na m². Experimentální odebrání vzorků a sklizení probíhalo v září 2005, druhé v září 2006. Testovány byly následující parametry:

Rostlinná biomasa

Na spraši i KPK byl v obou rocích vyvinul velmi hustý vegetační porost. Avšak v tomto porostu byl zastoupen pouze *A. elatius*, který pravděpodobně vytlačil *L. corniculatus*. Kvůli hustému porostu byly rostliny sklizeny z pěti náhodně vybraných čtverců (0,5×0,5 m) na každé ploše. Nadzemní biomasa rostlin byla sklizena 2 cm nad povrchem, usušena při 70 °C na konstantní hmotnost a zvážena.

Tento postup nemohl být aplikován na třetím bloku s jílem. Kvůli příliš chudému porostu obou zasetých rostlin, byla v prvním roce sklizena z každé plochy veškerá biomasa, aby se získala alespoň základní data, i když nepoužitelná pro statistické zpracování. V druhém roce se růst rostlin na jílu zlepšil, ale pokryv byl stále velmi heterogenní a nebylo možné použít stejnou metodu, jako u spraše a KPK. Proto byly plochy na jílu rozděleny do 36 čtvercových plošek (po 1 m²) a veškerá biomasa byla sklizena z každé plošky zvlášť.

Pokryvnost

Rostlinný pokryv na spraši a KPK byl vizuálně odhadnut u celých ploch (v obou rocích na jílu a na spraši a v roce 2005 na jílu) nebo byla ohodnocena každá z 36 plošek zvlášť (na jílu v roce 2006).

Mykorhizní kolonizace

Pro posouzení mykorhizní kolonizace rostlin, byly z každé odlišně ošetřené parcely v KPK a spraši, odebrány smíšené vzorky kořenů (složené z 5 rostlin), z každého z pěti čtverců, na kterých se odebírala biomasa, pro každou plochu. Na jílu bylo odebráno 5 vzorků kořenů jak *A. elatius*, tak *L. corniculatus*, z každé plochy. Pestřejší charakter vegetace v r. 2006 umožnil odebrání vzorků kořenů nejen ze solitérních rostlin, ale i z rostlin rostoucích ve společenstvu. Pouze na kontrolní neošetřené parcele žádná společenstva nebyla.

V laboratoři byly kořeny důkladně omyty od půdy a macerovány v 10% roztoku KOH. Po odbarvení kořenů byly kořeny okyseleny 2% kyselinou mléčnou, ta byla po zahřátí nahrazena 0,05% Trypanovou modří, která kořeny obarvila. Kořeny byly uchovány v laktoglycerinu (Koske, Gemma 1989) a procento kolonizovaných kořenů AM houbami bylo ohodnoceno průsečíkovou metodou při 10× zvětšení na mikroskopu Olympus B×60 (Giovanneti, Mosse 1980).

Mykorhizní inokulační potenciál (MIP)

Na začátku pokusu, byly odebrány vzorky půdy pro stanovení počátečního mykorhizního inokulačního potenciálu (MIP). Odebírání vzorků na MIP proběhlo při obou sklizních. Vzorky půdy na spraši a KPK byly získány z rhizosféry rostlin analogickým způsobem jako u mykorhizní kolonizace. Na jílu bylo odebráno 25 vzorků půdy z rhizosféry náhodně vybraných rostlin, z každé plochy. V roce 2006 byly na jílu odebrány půdní vzorky z rhizosfér solitérně rostoucích rostlin *A. elatius* a *L. corniculatus*, ale i půdní vzorky rhizosféry v místech, kde tyto dvě rostliny byly ve společenství, nakonec byly odebrány vzorky půdy bez vegetace.

MIP byl testován v biologickém testu na hostitelské rostlině *Zea mays* s pěti opakováními pro každou variantu. Rostliny byly pěstovány v květináčích o objemu 180 ml ve skleníku a denně zalévány deionizovanou vodou. Rostliny byly osvětleny 400 W metalhalogenidovými lampami 12 hod. denně. Rostliny byly sklizeny po 4 týdnech a kořeny byly obarveny stejným postupem jaký je popsán u mykorhizní kolonizace. Kolonizace kořenů kukuřice byla hodnocena pod stereomikroskopem při 4,5× zvětšení podle mřížkové průsečíkové metody (Giovanneti, Mosse 1980).

Statistika

Data byla testována metodou GLM (Generalised Linear Models) ve statistickém programu S-Plus 2000; MathSoft Inc., USA.

4. Výsledky

Rostlinná biomasa

Přestože semena obou druhů vyklíčila úspěšně již na podzim r. 2004, žádné rostliny *L. corniculatus* na spraši a KPK nebyly přítomny ani v r. 2005 ani v r. 2006. Zatímco na kompostovaném papírenském kalu (průměrná hmotnost biomasy 653 g.m^{-2}) a spraši (853 g.m^{-2}) *A. elatius* vytvořil 100% pokryv, na plochách s jílem rostly pouze samostatné rostliny *A. elatius* a *L. corniculatus* (celková biomasa se pohybovala od 5 g.m^{-2} na neošetřované ploše do 59 g.m^{-2} na ploše ošetřené Symbivitem). Tento rok nebyl zahrnut do statistické analýzy, protože nebylo možné vytvořit nezávislá opakování.

V r. 2006 rostliny na kompostovaném papírenském kalu a spraši vytvořily podobnou biomasu (průměrné hodnoty 576 g.m^{-2} a 705 g.m^{-2} pro každý zvlášť), což bylo signifikantně více ve srovnání s jílem (44 g.m^{-2}). Také byl nalezen signifikantní vliv interakce mezi typem substrátu a ošetřením na tvorbu biomasy (Tab. 2). Přesto vliv ošetření půdy na biomasu rostlin nebyl signifikantní, když se hodnotily všechny tři substráty dohromady. Pouze pro samotný jíl byl nalezen výrazný signifikantní vliv ošetření půdy na biomasu rostlin a rostlinný pokryv (Chi square 211,87; $P < 0,001$ a 86,21; $P < 0,001$; pro každý z nich). Oba dva tyto parametry byly nejvyšší na ploše ošetřené Symbivitem a nejnižších hodnot dosáhly na neošetřené ploše (Graf 4 a, b).

Mykorhizní kolonizace

Mykorhizní kolonizace byla signifikantně ovlivněna substrátem, ošetřením a také interakcí těchto dvou faktorů v obou letech (protože *Lotus corniculatus* byl přítomný pouze na jílu, data z této rostliny nebyla zahrnuta do hodnocení vlivu faktorů – Tab. 3). Kolonizace kořenů v r. 2005 v KPK byla nulová nebo zanedbatelná. Ve spraši a v jílu v r. 2005 a ve všech substrátech v r. 2006, byly zaznamenány kolonizované kořeny rostlin ve všech ošetřeních, tj. také na plochách, které nebyly inokulované Symbivitem. I přesto inokulace Symbivitem obecně zvýšila mykorhizní kolonizaci *A. elatius*. V rozporu jsou data kolonizace *L. corniculatus*, která ošetřením Symbivitem nebyla pozitivně ovlivněna (Tab. 3).

Na ploše s jílem ošetřené nosičem, míra kolonizace obou rostlin *A. elatius* a *L. corniculatus* signifikantně vzrostla, když tyto druhy rostly v těsném společenství, při srovnání se samostatně rostoucími rostlinami v izolovaných ostrůvkách.

Mykorhizní inokulační potenciál (MIP)

Počáteční MIP substrátů, tj. před tím než plochy byly ošetřeny a osety rostlinami, byl u jílu a KPK nulový a na spraši 4 % (tzn. 4 % kolonizovaných kořenů v biologickém testu). Během experimentu byl MIP signifikantně ovlivněn substrátem, ošetřením a interakcí těchto dvou faktorů v obou rocích (Tab. 4). Obecně v KPK byly hodnoty MIP nejnižší v obou rocích zatímco nejvyšší byly nalezeny v jílu. Nebyl zde vyhodnocený jednotný trend vlivu ošetření na MIP kvůli silné interakci faktorů.

Rozložení pokryvnosti signifikantně ovlivnilo MIP na jílovém substrátu (Chi square 1536,41; $P < 0,001$) Přítomnost *L. corniculatus*, ve většině ošetřeních, jako solitér nebo jako součást společenstva, zvýšil MIP substrátu ve srovnání jak s ostrůvky solitérní *A. elatius*, tak plochami bez vegetace. *A. elatius* dokonce negativně ovlivnil MIP na plochách ošetřených nosičem a v kontrolní ploše.

5. Diskuze

Relativně vysoké hodnoty mykorhizní kolonizace a MIP u ploch bez aplikace AM hub, zvláště na jílu, jsou ukazatelem rychlého přirozeného šíření diaspor AM hub na nově vytvořených výsypkách. Na šíření AM hub na neosídlené plochy se podílí vítr, drobní savci a půdní eroze (Allen, Allen 1984). Přenos větrem byl pravděpodobně nejvýznamnějším způsobem, kterým se šířily diaspory AM hub na experimentální plochu. Protože výsypky jsou velmi často exponované větru, mohou být částice půdy obsahující AM houby snadno přemísťovány z míst s již vytvořeným rostlinným pokryvem, zvláště za suchého počasí. Navíc i přesto, že experimentální plocha byla oplocena, aby zabránila přístupu vysoké zvěři a zajícům, nebylo možné zabránit přístupu malým savcům (nebo hmyzu), tak aby nerozšiřovali půdní částičky obsahující spory nebo mycelium AM hub, nejenom z okolí oplocenky, ale i mezi různě ošetřenými plochami. Tento faktor nemohl být bohužel v terénním experimentu eliminován.

Přestože probíhala rychlá přirozená kolonizace experimentální plochy AM houbami, aplikace Symbivitu signifikantně zvýšila kolonizaci kořenů *A. elatius* ve všech substrátech. Aplikované houby byly pravděpodobně více infekční pro *A. elatius*. Avšak poměrně odlišná zjištění byla získána pro rostliny *L. corniculatus*, které byly značně kolonizovány nezávisle na inokulaci (tj. AM houby přirozeně osidlující jílový substrát úspěšně kolonizovaly kořeny tohoto druhu). Aplikace hub však byla stále efektivní, což se ukázalo na signifikantně největší biomase a rostlinném pokryvu na ploše s jílem ošetřené Symbivitem. Aplikace nosiče a hnojiva Conafer také zvýšila růst rostlin na jílu, avšak v nižším rozsahu ve srovnání se Symbivitem. Nosič složený z opuky, zeolitu a expandovaného jílu pravděpodobně mohl zlepšit fyzikální vlastnosti jílového substrátu, zvláště jeho provzdušnění, zatímco hnojivo se mohlo podílet na zlepšeném růstu rostlin, díky obsahu živin.

Organický substrát a spraš obsahovaly podstatně větší koncentrace živin (zvláště P a N) než jíl, tudíž aplikace hnojiv a inokulace Symbivitem neměla žádný vliv na růst rostlin. Množství živin bylo pravděpodobně dostatečné, aby pokrylo nároky rostlin, a tak mykorhizní symbióza nebyla pro rostliny přínosná (Bethlenfalvay et al. 1983). Zároveň mykorhizní kolonizace v KPK byla velmi nízká, tudíž měla zanedbatelný vliv na rostliny. Rozvoj AM symbiózy byl zde omezen, což bylo patrné i z nízké úrovně mykorhizního inokulačního potenciálu v KPK. Je již dobře známo, že aplikace vysokých dávek organických hnojiv (jako kompostu, hnoje a splašků) může být škodlivá, díky vysokým koncentracím dostupného P (Gosling et al. 2005), které jsou pro KPK charakteristické.

Vliv inokulace AM houbami na MIP nebyl jednotný. Překvapivě aplikace Symbivitu nutně nevedla k nejvyšším hodnotám mykorhizního inokulačního potenciálu v odpovídajících

plochách. To může být spojeno s překvapivě rychlým rozšiřováním diaspor AM hub na výsypku z jejího okolí (Püschel et al., nepublikované výsledky). Počáteční MIP sraše, ač velmi nízký, by mohl být přičten přítomnosti infekčních diaspor už předtím, než jím byla převrstvena výsypka. AM houby mohou kolonizovat sraš během jejich uložení na výsypkách, které jsou obvykle zarostlé vegetací. V přítomnosti vhodných hostitelských rostlin se AM houby mohou ve sraši během jejího uložení na skrývce rozmnožit a následně být zaneseny na výsypky.

Byl zaznamenán silný vliv rostlinného pokryvu na MIP. Přítomnost *L. corniculatus* pozitivně ovlivnila růst AM hub ve srovnání s *A. elatius*. Odlišný vliv obou rostlin pravděpodobně souvisí s vyšší závislostí *L. corniculatus* na mykorhizní symbióze (van der Heijden 2003).

6. Závěr

Oba dva substráty obvykle používané pro rekultivace výsypek – sraš i KPK, jsou bohaté na živiny a poskytují vhodné podmínky pro rychlé zarůstání rostlinami a tvorbu velkého množství biomasy. Těmto plochám pak dominují rostliny s vysokými kompetičními schopnostmi. Osévání směsí několika rostlinných druhů, proto nemusí mít význam, protože může vzniknout monokulturní rostlinný pokryv. Vliv inokulace a organického hnojení na biomasu na těchto substrátech nebyl zaznamenán. Navíc KPK je pro mykorhizní houby nepříznivý, a to pravděpodobně pro vysoký obsah P.

Aplikace mykorhizního inokula nebo organického hnojení přímo na jíly nemůže zaručit srovnatelné výnosy se sraší a KPK. Ponechání původního jílového substrátu bez převrstvení má však pozitivní vliv na diverzitu rostlinného pokryvu. Růst rostlin pak lze zvýšit pomocí inokulace AM hub či aplikací přírodního pomalu rozpustného hnojiva. Tuto metodu lze doporučit k aplikaci na menší plochy, které z určitého důvodu není možné či efektivní převrstvit sraší nebo KPK.

7. Literatura

1. Allen E B, Allen M F, 1984: Competition between plants of different successional stages: mycorrhizae as regulators. *Can. J. Bot.* **62**: 2625–2629.
2. Bethlenfalvay G J, Bayne H G, Pacovsky R S, 1983: Parasitic and mutualistic associations between a mycorrhizal fungus and soybean: The effects of phosphorus on host plant-endophyte interactions. *Physiol. Plant.* **57**: 543–548.
3. Bonfante P, Perotto S, 1995 Tansley Review No 82. Strategies of arbuscular mycorrhizal fungi when infecting host plant. *New Phytologist* **130**: 3–21.
4. Caravaca F, Barea J M, Roldán A, 2002: Synergistic influence of an arbuscular mycorrhizal fungus and organic amendment on *Pistacia lentiscus* L. seedlings afforested in a degraded semiarid soil. *Soil Biology & Biochemistry* **34**: 1139–1145.
5. Čermák P, Kohel J, Dederá F, 1999: Rekultivace území devastovaných báňskou činností v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru (metodika pro praxi). Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, pp. 87.
6. Dimitrovský K, 2001: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, a.s., Sokolov, pp.191.
7. Enkhtuya B, Oskarsson V, Dodd J C, Vosátka M, 2003: Inoculation of grass and tree seedlings used for reclaiming eroded areas in Iceland with mycorrhizal fungi. *Folia geobotanica* **38**: 209–222.
8. Felberová L, 1996: Mykorhizy ve vývoji vegetace na výsypkách. – Ms. (Bakalářská práce; depon. in: : knihovna BF JČU České Budějovice)
9. Francis R, Read D J, 1995: Mutualism and antagonism in the mycorrhizal symbiosis, with special reference to impacts on plant community structure. *Canadian journal of Botany* **73**: S1301–S1309.
10. Galli U, Schuepp H, Brunold Ch, 1994: Heavy metal binding by mycorrhizal fungi. *Physiologia Plantarum* **92**: 364–368.
11. Giovanetti M, Mosse B, 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytol.* **84**: 489–500.
12. Gosling P, Hodge A, Goodlass G, Bending G D, 2005: Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **113**: 17–35.
13. Grime J R, 1977: Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* **111**: 1169–1194.
14. Gryndler M, Baláž M, Hršelová H, Jansa J, Vosátka M, 2004: Mykorhizní symbióza, Academia, Praha, pp. 366.

15. IFOAM, 1998: Basic standards for Organic Production and Processing. IFOAM Publications, Germany.
16. Jakrlová J, Pelikán J, 1999: Ekologický slovník terminologický a výkladový. Fortuna, Praha, pp 144.
17. Janos D P, 1980: Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica* **12**: 56–64.
18. Johnson D, Leake J R, Ostle N, Ineson P, Read D J, 2002: In situ ¹³CO₂ pulse-labelling of upland grassland demonstrates a rapid pathway of karbon flux from arbuscular mycorrhizal mycelia to the soil. *New phytologist* **153**: 327–334.
19. Klán J, 1989: Co víme o houbách. SPN, Praha, pp. 151.
20. Klíč ke květeně České republiky, 2002: Academia, Praha, pp. 927.
21. Koske R E, Gemma J N, 1989: A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycol. Res.* **92**: 486–505.
22. Kukul Z, Němec J, Pošmourný K, 2005: Geologická paměť krajiny. Česká geologická služba, Praha, pp. 222.
23. Máchal A, 2006: Malý ekologický a environmentální slovníček. Rezekvítek, Brno, pp.56.
24. Mehlich A, 1978: New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese, and zinc. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **9**: 477–492.
25. Moldan, B, Schnoor J L, 1992: Czecho-Slovakia –Examining a critically ill environment. *Envi. Sci. Technik.* **26**: 14–21.
26. Moora M, Zobel M, 1996: Effect of arbuscular mycorrhiza on inert- and intraspecific competition of two grassland species. *Oecologia* **108**: 79–84.
27. Munclinger P, Jak psát diplomovou práci, Katedra zoologie PřF UK Praha, www.natur.cuni.cz
28. Nátr L, 2000: Koncentrace CO₂ a rostliny. ISV, Praha, pp. 257.
29. Odum E P, 1977: Základy ekologie. Academia, Praha, pp.344.
30. Olsen R S, 1954: Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S., *Dept. Agric. Stat.*, No.939.
31. Olsen R S, 1982: Phosphorus in: A.L. Page et al. (ed): *Methods in Soil Analysis, Part 2, Agronomy series* **9**, ASA, Madison, Wisconsin: 403–430.
32. Prach K, 1985: Sukcese – jeden z ústředních pojmů ekologie. *Biologické listy* **50**: 205–217.
33. Prach K, 1989: Sukcese vegetace na Mosteckých výsypkách – účast jednotlivých druhů. *Severočeská příroda* **23**: 77–83.
34. Prach K, 1995: „Restaurační ekologie“, či ekologie obnovy? *Vesmír* **74**: březen 143–146.

35. Prach K, 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* **11**: 385–391.
36. Prach K, 2004: Studies on Ecological Succession Contribute to Ecological Theory and Provide a Basis for Ecological Restoration. Preface in *Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape*, Academia, Praha, pp. 358.
37. Prach K, 2006: Příroda pracuje zadarmo. *Vesmír* **85**: květen 272–277.
38. Püschel D, 2002: Návrh revitalizačních postupů antropogenně postižené krajiny v lomu Most. – Ms. (Diplomová práce; depon. in: knihovna, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí).
39. Püschel D, Rydlová J, Vosátka M: Different effect of mycorrhizal inoculation in direct and indirect reclamation of spoil banks (in prep.).
40. Rydlová J, 1998: Arbuskulární mykorrhizy v sukcesi vegetace na odkalištích a výsypkách. – Ms. (Disert. práce; depon. in: knihovna katedry botaniky PřF UK Praha)
41. Schulz F, Wiegleb G, 2000: Development options of natural habitats in post-mining landscapes. *Land Degradation & Development* **11**: 99–110.
42. Státní politika životního prostředí 2004–2010. Ministerstvo pro životní prostředí, www.env.cz, pp.56.
43. Stibral K, Neustupa J, 2007: Krajina dvakrát ničená. *Ekolist* **7**, únor 18.
44. Suchý B, Vrba T, 2006: Krajina z druhé ruky. *Vesmír* **85**: září 551–554.
45. Šípek V, 2006: Rekultivace – tečka za těžbou uhlí. *Vesmír* **85**: květen 304.
46. Štýs S, 1981: Rekultivace míst postižených těžbou nerostných surovin, Praha, SNTL, pp. 678.
47. Štýs S, 1999: Rekultivace. Mostecká uhelná společnost, a.s. , pp.63.
48. Štýs S, 2000: Proměny měsíční krajiny. ECOCONSULT PONS MOST.
49. Štýs S, Braniš M, 1999: Czech school of reclamation. *Acta universitatis Carolinae – Environmentalica*, Prague **13**: 99–109.
50. Tomášek M, 2003: Půdy české republiky. Česká geologická služba, Praha, pp. 67.
51. van der Heijden M G A, 2003: Arbuscular mycorrhizal fungi as a determinant of plant diversity: in search of underlying mechanisms and general principles. In: M.G.A. van der Heijden & I.R. Sanders (Eds.), *Mycorrhizal Ecology*, Berlin: Springer: pp. 225–242.
52. Vaněk S, 2006: Bílá místa podkrušnohorských map (rekultivovanou krajinou Mostecka). *Vesmír* **85**: červen 338–343.
53. Vráblíková J a kol., 2001: Revitalizace postiženého území., In: Výzkum antropogenních zátěží v severočeském regionu a v regionech Slovenska. *Acta universitatis Purkynianae* **73**, *Studia oecologica XII.* " Ústí nad Labem, UJEP

54. VŠE v Praze; Katedra ekonomiky životního prostředí; 2007: Environmentální ekonomie a politika: výukové případové studie. Pondělíček V, Rekultivace a revitalizace podkrušnohorské pánve, (v tisku)
55. Walker L R, del Moral R, 2003: Primary Succesion and Ecosystem Rehabilitation, Cambridge University Press, Cambridge.
56. Wiegleb G, Felinks B, 2001: Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 5–18.
57. Wright S F, Upadhyaya A, 1996: Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphall protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science* 161: 575–586.
58. Zpráva o udržitelném rozvoji skupiny Czech Coal v roce 2006. Czech Coal a. s. a Mostecká a.s., Praha a Most 2006, pp. 80.

8. Přílohy

Tab. 1: Chemické charakteristiky substrátů.

	Jíl	KPK ^a	Spraš
pH (H ₂ O)	6,25	7,32	7,92
pH (KCl)	6,13	7,15	7,64
C celkový [%]	2,58	6,80	12,48
N [%]	0,06	0,12	0,40
C/N	42	58	31
^b P [mg.kg ⁻¹]	9,7	56,1	17,2
^c Mg [mg.kg ⁻¹]	778	992	775
^c Ca [mg.kg ⁻¹]	1 804	8 004	5 820
^c K [mg.kg ⁻¹]	238	403	161

^a Kompostovaný papírenský kal složený z celulózových vláken, biologického kalu a kůry

^b Olsen (1954)

^c Mehlich (1978)

Tab. 2: Vliv substrátu a jeho ošetření na biomasu rostlin podle Generalised Linear Models. Pro rok 2005 byly do statistické analýzy zahrnuty pouze výsledky pro KPK a spraš, kvůli chudému pokryvu rostlin na jílu (viz text). Hodnoty Chi-square a míry statisticky významných rozdílů jsou uvedeny (***) P<0,001, ns – nesignifikantní vliv).

	Rok	Substrát (A)	Ošetření (B)	A × B
Chi square hodnota signifikance	2005	0,48	0,46	0,45
		ns	ns	ns
	2006	255,07	254,3	212,9
		***	ns	***

Tab. 3: Vliv ošetření jednotlivých substrátů na mykorhizní kolonizaci rostlin rostoucích na různých substrátech. Pro hodnocení vlivu faktorů byla dala *L. corniculatus* na jilu vyloučena, protože na KPK a spraši tento druh nebyl přítomný. Hodnoty ve sloupcích v rámci každé rostliny nebo substrátu jsou označeny stejným písmenem pokud nejsou signifikantně rozdílné podle Chi square testu ($P < 0,05$). Vliv faktorů podle Generalised Linear Models (***) $P < 0,001$). Data jsou získána z pěti opakování. Prázdná okénka znamenají, že data nebyla dostupná kvůli absenci rostlin v odpovídajících plochách.

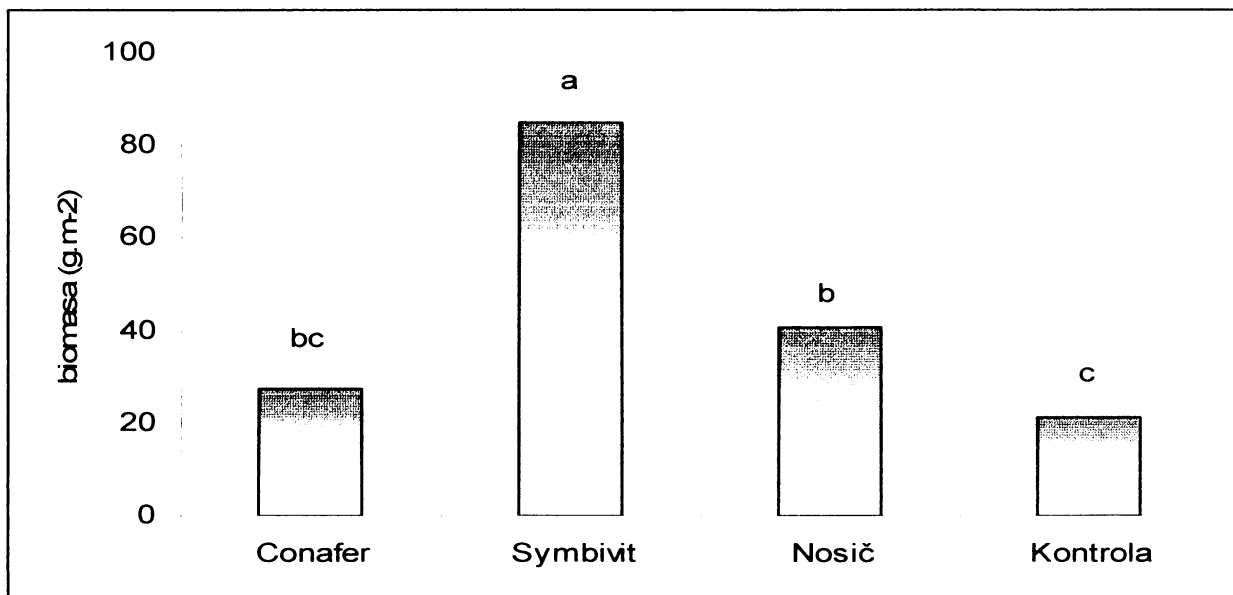
Substrát	Rostlina	Ošetření	2005	2006
KPK	<i>A. elatius</i>	Conafer	2 a	8 b
		Symbivit	0 b	33 a
		Nosič	0 b	7 bc
		Kontrola	0 b	5 c
Spraš	<i>A. elatius</i>	Conafer	9 b	74 b
		Symbivit	33 a	81 a
		Nosič	8 c	49 c
		Kontrola	4 d	78 ab
Jíl	<i>A. elatius</i>	Conafer	19 b	61 b
		Symbivit	31 a	78 a
		Nosič	12 c	32 c
		Kontrola	5 d	57 b
	<i>A. elatius</i> (společenstvo)	Conafer		53 c
		Symbivit		76 b
		Nosič		94 a
		Kontrola		-
	<i>L. corniculatus</i>	Conafer	36 c	93 a
		Symbivit	27 c	84 ab
		Nosič	56 b	56 c
		Kontrola	85 a	76 b
	<i>L. corniculatus</i> (společenstvo)	Conafer		80 b
		Symbivit		88 ab
		Nosič		90 a
		Kontrola		-
Faktor	Chi square hodnota signifikance	Substrát (A)	845,66 ***	1086,45 ***
		Ošetření (B)	486,49 ***	859,08 ***
		A×B	429,76 ***	610,06 ***

Tab. 4: Vliv substrátu a různého ošetření na MIP. Hodnoty ve sloupcích v rámci každého substrátu označené stejným písmenem nejsou signifikantně rozdílné podle Chi square testu ($P < 0,05$). Vliv faktorů podle Generalised Linear Models (***) $P < 0,001$). Data jsou získána z pěti opakování.

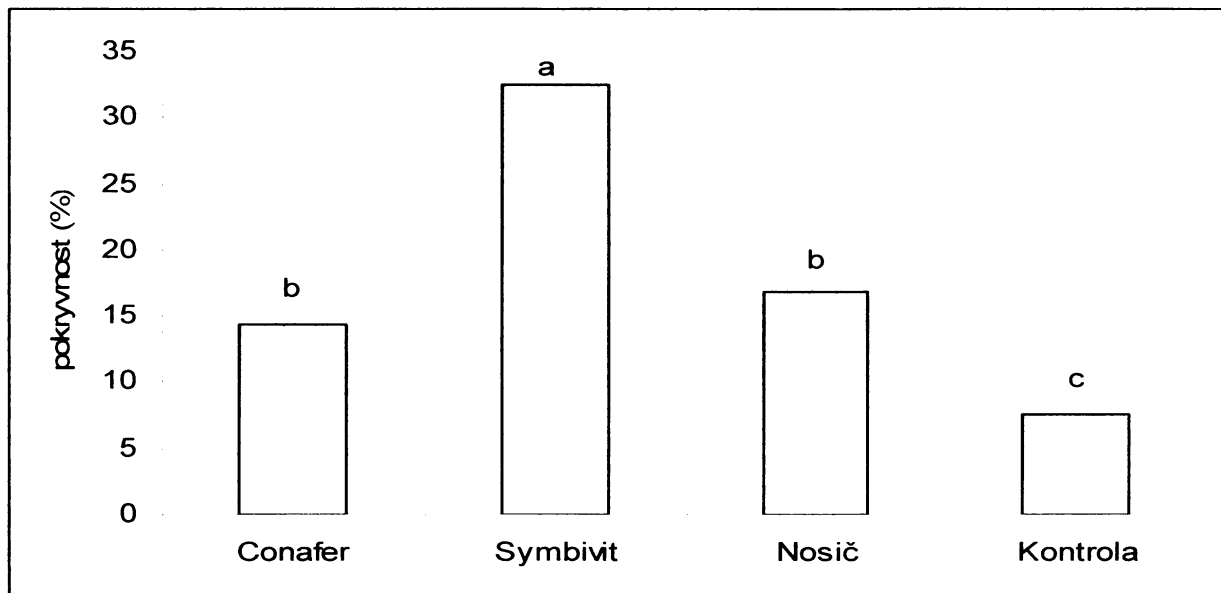
Substrát	Ošetření	2005	2006
KPK	Conafer	33 a	11 c
	Symbivit	13 b	27 a
	Nosič	0 d	2 d
	Kontrola	3 c	14 b
Spraš	Conafer	40 b	60 a
	Symbivit	47 a	45 b
	Nosič	23 c	37 c
	Kontrola	10 d	45 b
Jíl	Conafer	90 a	53 c
	Symbivit	79 ab	68 a
	Nosič	81 b	61 b
	Kontrola	34 c	29 d
Faktor Chi square hodnota signifikance	Substrát (A)	4327,87 ***	2955,26 ***
	Ošetření (B)	2211,85 ***	2670,64 ***
	A×B	999,46 ***	2014,38 ***

Graf 4: Vliv ošetření na biomasu (a) a pokryvnost (b) rostlin rostoucích na jílu na konci druhé vegetační sezóny. Sloupce v rámci každého substrátu označené stejným písmenem nejsou signifikantně rozdílné podle Chi square testu ($P < 0,05$). Data jsou získána z pěti opakování.

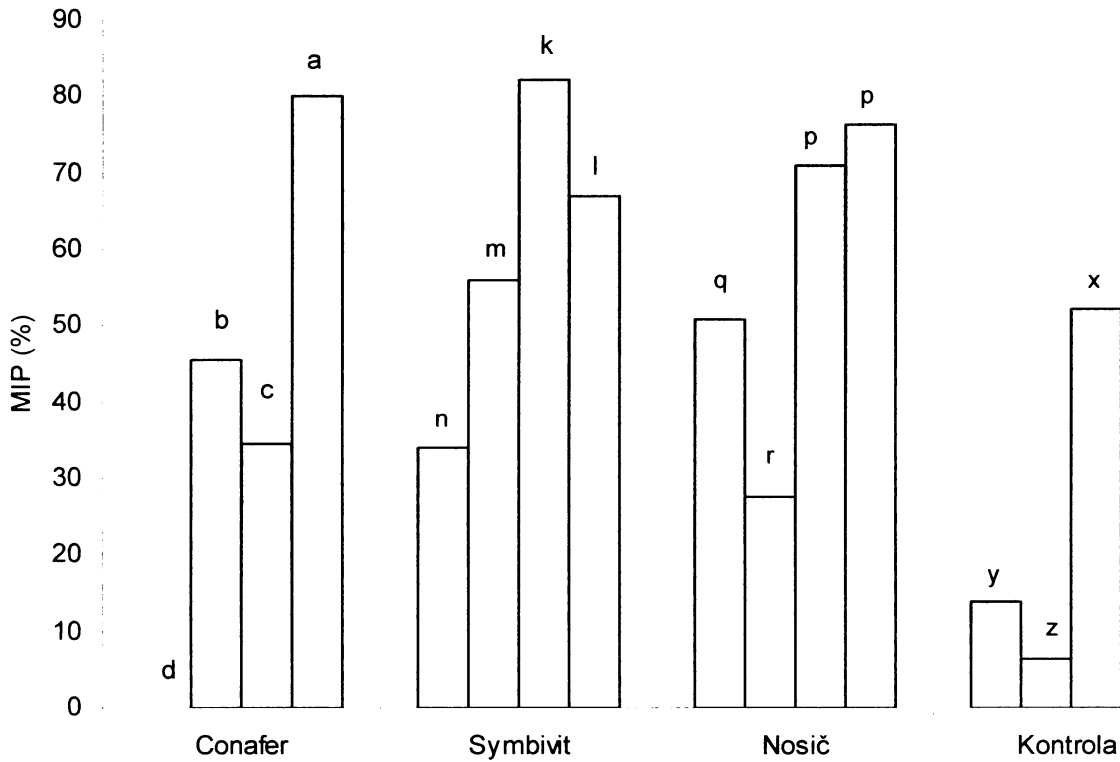
a)



b)

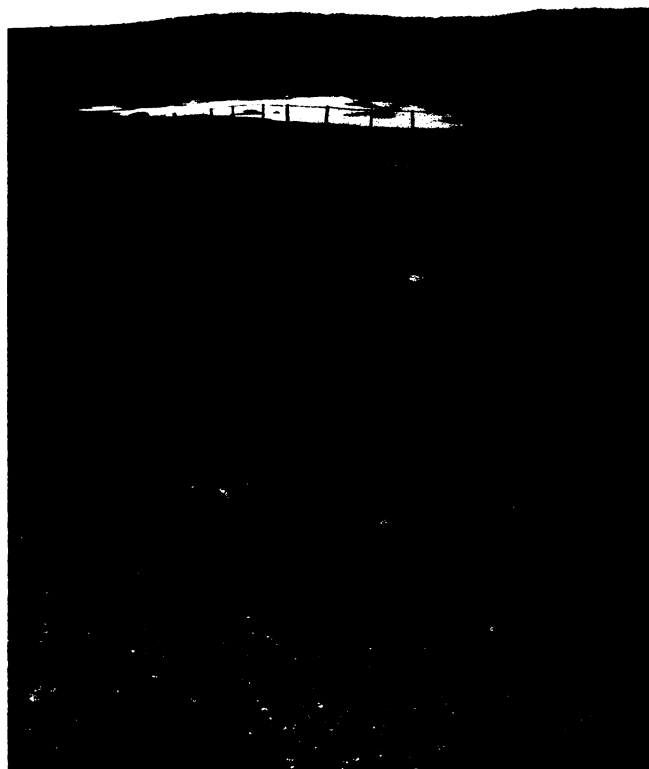


Graf 5: Vliv různého vegetačního pokryvu na jílovém substrátu na MIP u různých ošetření na konci druhé vegetační sezóny. Zelené sloupce – plochy bez vegetačního pokryvu, žluté sloupce – *Arrhenatherum elatius*, oranžové sloupce – *Lotus corniculatus*, modré sloupce – společenstvo *A. elatius* a *L. corniculatus*. V kontrolní ploše oba rostlinné druhy rostly pouze odděleně a netvořily společenstvo. Sloupce v rámci každého substrátu označené stejným písmenem nejsou signifikantně rozdílné podle Chi square testu ($P < 0,05$). Data jsou získána z pěti opakování.





Obr. 2 Detail nerekulťivované výsyvky Vršany.



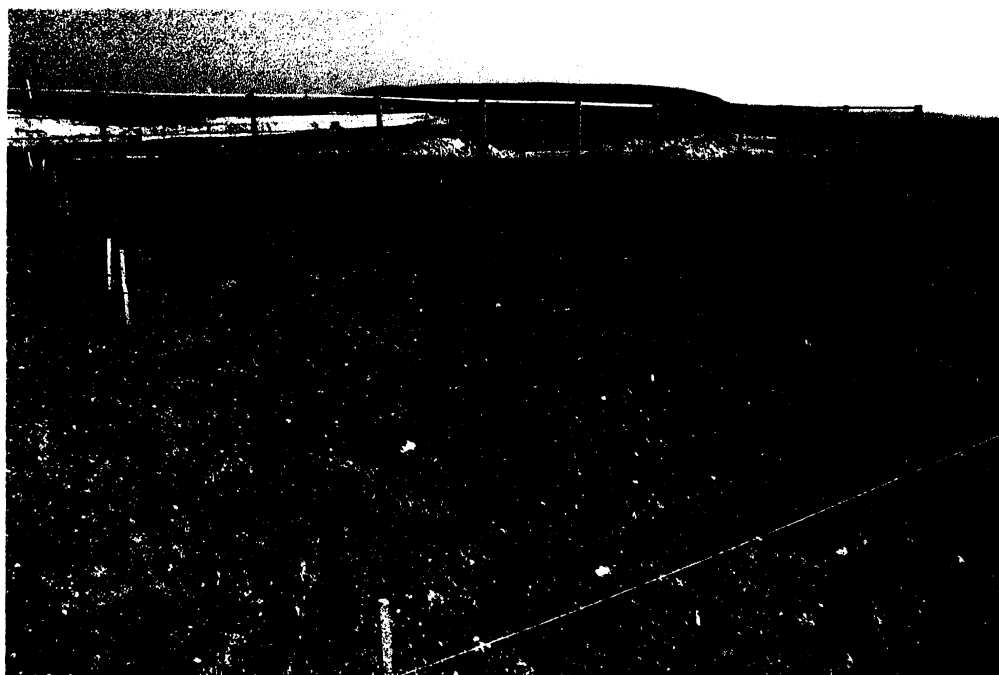
Obr. 3 Celkový pohled na experimentální plochu a její okolí.



Obr. 4 Celkový pohled na terénní plochu po navezení substrátů.



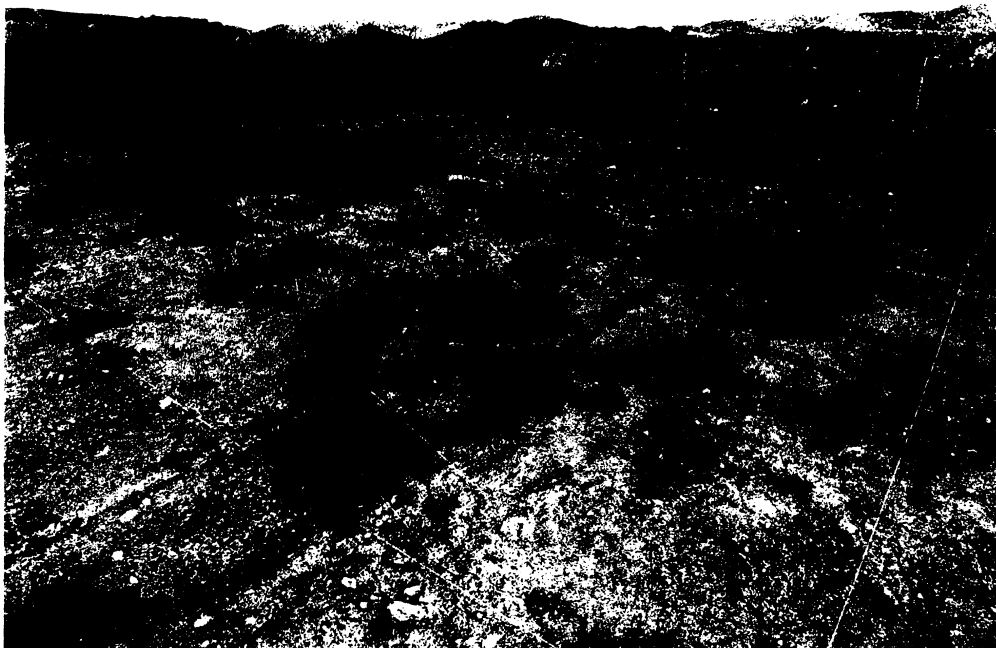
Obr. 5 Blok s původními miocénními jíly rozdělený na parcely s různým ošetřením, v pozadí lom Vršany.



Obr. 6 Blok překrytý 20 cm vrstvou sraše rozdělený na parcely s různým ošetřením, lze vidět zaseté klíčící rostliny.



Obr. 7 Blok překrytý 20 cm vrstvou kompostovaných papírenských kalů, rozdělený na parcely s různým ošetřením, lze vidět zaseté klíčící rostliny.



Obr. 8 Blok s jilem před sklizením v r. 2005, v pozadí nerektivovaná výsypka.



Obr. 9 Blok s jilem před sklizením v r 2006, kdy každá plocha byla rozdělena na 36 plošek s obsahem 1m^2 , u kterých byla pro každou zvlášť hodnocena pokryvnost.



Obr. 10 Sklízání biomasy a kořenů k posouzení kořenové kolonizace na bloku s jílem.



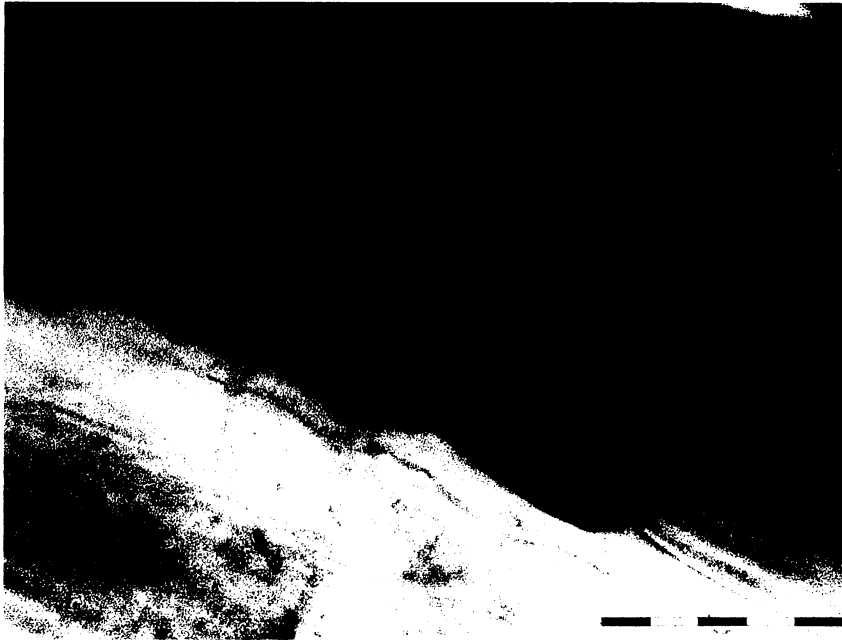
Obr. 11 Blok s jílem po sklizení biomasy v r. 2006, v pozadí technicky upravená výsypka.



Obr. 12 Sklizení biomasy, kořenů rostlin a odebírání půdy na MIP.



Obr. 13 Způsob odběru biomasy na blocích se spraší a KPK, pomocí rámečku o rozměrech 0,5×0,5 m z pěti náhodně vybraných míst na každé parcele s jiným ošetřením.



Obr. 14 Hyfa AM houby prorůstající mezi buňkami kořenové kůry. Uvnitř buňky lze rozeznat arbuskuly.



Obr. 15 Kořeny kolonizované AM houbou s četnými vezikulami.



Obr. 16 Kolonizovaný kořen AM houbou. Jsou patrné jak arbuskuly, tak vezikuly.



Obr. 17 Kořen kolonizovaný AM houbou.



Obr. 18 Ukázka obarveného extraradikálního (mimokořenového mycelia).

