

Mendelova univerzita v Brně
Zahradnická fakulta v Lednici

**Využití arbuskulární mykorhizy
formou fytoremediace**

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce
Mgr. Radoslav Vlk, Ph.D.

Vypracoval
Jan Wohlmuth

Lednice 2017

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zpracovatel : **Jan Wohlmuth**
Studijní program: Zahradnické inženýrství
Obor: Zahradnictví
Název tématu: **Možnosti využití arbuskulární mykorrhizy formou fytořemediace.**
Rozsah práce: dle dispozic studijního oddělení Zahradnické fakulty

Zásady pro vypracování:

1. Cílem práce je zjištění možností využití mykorrhizní symbiózy formou fytořemediace na území ČR a ve světě.
2. Z dostupných literárních pramenů vypracujte k zadanému tématu literární přehled zaměřený na biotechnologické metody fytořemediace na území ČR a ve světě. Současně věnujte pozornost formám fytořemediace; využití plodin a druhů vhodných pro fytořemediace s uvedením příkladů využití z praxe v ČR a ve světě.
3. Navrhněte možnosti využití fytořemediace pro ekologicky nestabilní lokality na území ČR včetně návrhu rostlinných druhů které lze v podmínkách ČR využít formou fytořemediace
4. Vlastní práce bude zpracována obvyklým způsobem, včetně tabulek, grafů a fotodokumentace. Zpracování bakalářské práce bude konzultováno s vedoucím práce a odborníky z vědecko-výzkumných pracovišť. Bakalářská práce bude mít všechny náležitosti odpovídající požadavkům studijního oddělení ZF (předepsaná struktura, rozsah a obsah).


Seznam odborné literatury:

1. ŠOTNAR, M. – MAREČEK, J. – MÁCHAL, P. – KOUTNÝ, T. – GERŠL, M. – KRČÁLOVÁ, E. – KORENKO, M. Biogas production of phytoremediation plants contaminated with cadmium. In *Agricultural Engineering*. 53. vyd. Ruse: 2014, s. 170–174. ISSN 1311-3321.
2. ŠUPÁLKOVÁ, V. – KIZEK, R. – HAVEL, L. *Detoxifikační mechanismy rostlin jako nástroj fyto-remediačních technologií*. Disertační práce. MZLU v Brně, 2008. 117 s.
3. *Fytoremediační postupy s využitím netradičních plodin*. BADALÍKOVÁ, B. – HRUBÝ, J. – BARTLOVÁ, J. – HARTMAN, I. 2009.
4. ŠUPÁLKOVÁ, V. – STEJSKAL, K. – ZEHNÁLEK, J. – KLECKEROVÁ, A. – HAVEL, L. – KIZEK, R. Jak pozname rostlinu vhodnou pro fytoremediaci prostředí znečištěného těžkými kovy?. In *Chemické listy*. ČR: Česká společnost chemická, 2007, s. 460. ISSN 0009-2770.
5. BARTLOVÁ, J. – HRUBÝ, J. – BADALÍKOVÁ, B. – HARTMAN, I. MOŽNOSTI VYUŽITÍ NETRADIČNÍCH PÍCNIN PRO SNIŽOVÁNÍ OBSAHU TĚŽKÝCH KOVŮ V PŮDĚ. *Úroda*. 2008. č. 12, s. 269–274. ISSN 0139-6013.
6. MCCUTCHEON, S C. – SCHNOOR, J L. *Phytoremediation : transformation and control of contaminants*. Hoboken, N.J. 2004. ISBN 9780471273042, 9780471394358. URL: <http://dx.doi.org/10.1002/047127304X>.
7. KOUDELKOVÁ, P. *Využití inokulace rostlin mykorrhizní houbou pro fytoremediaci*. Diplomová práce. Brno: MENDELU Brno, 2012. 73 s.
8. SMITH, S E. – READ, D J. *Mycorrhizal symbiosis*. 3. vyd. Amsterdam: Elsevier/Academic Press, 2008. 787 s. ISBN 978-0-1237-0526-6.
9. KNOT, P. Mykorrhiza – oboustranně prospěšné soužití kořenů rostlin a půdních hub. *Inspirace*. 2006. č. 1/2006, s. 18–19.
10. GRYNDLER, M. a kol. *Mykorrhizní symbióza: o soužití hub s kořeny stromů*. 1. vyd. Praha: Academia, 2004. 366 s. ISBN 80-200-1240-0.
11. MEJSTŘÍK, V. *Mykorrhizní symbiózy*. 1. vyd. Praha: Academia, 1988. 150 s. Studie ČSAV.
12. TRIVEDI, P C. *Organic farming and mycorrhizae in agriculture*. New Delhi: I.K. International Pub. House, 2007. 290 s. ISBN 81-88237-63-9.
13. MAUER, O. – MAJEROVÁ, P. The effect of planting stock growing technology on the development of mycorrhiza. In *Nauka dla praktyki. Rola i znaczenie ektomikoryz dla optymalnego wzrostu i rozwoju drzew lesnych – 10 lat realizacji programu wdrozenia polskiej technologii mikoryzacji sadzonek drzew lesnych w Lasach Panstwowych*. Katowice: Polska Akademia Nauk, 2008, s. 1–11.
14. HUDEČEK, P. *Vliv půdních mikroorganismů na koalitu a zdraví půd*. Bakalářská práce. Brno: MZLU v Brně, 2008. 44 s.

Datum zadání bakalářské práce: prosinec 2015


Termín odevzdání bakalářské práce: duben 2017

L. S.


Jan Wohlmuth
Autor práce


doc. Dr. Ing. Petr Salaš
Vedoucí ústavu




Mgr. Radoslav Vlk, Ph.D.
Vedoucí práce


prof. Ing. Robert Pokluda, Ph.D.
Děkan ZF MENDELU

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci Využití arbuskulární mykorrhizy formou fytořemediace vypracoval samostatně a veškeré použité prameny literatury uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že na moji práci se vztahuje zákon š 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle §60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek nákladů spojených se vznikem díla a to až do jejich skutečné výše.

V Lednici dne:

.....

Podpis

Poděkování

Děkuji Mgr. Radoslavu Vlkovi, Ph.D. za vedení práce, cenné připomínky a velkou podporu při psaní bakalářské práce. Stejně tak své rodině za psychickou podporu, ochotu a toleranci. Dále Dr. RNDr. Janě Rydlové a Ing. RNDr. Liboru Mrnkovi, Ph.D. z Botanického ústavu AV ČR, za rady a odborné vědecké poznatky, stejně jako doc. RNDr. Pavlu Cudlínovi, CSc. z Ústavu ukládání uhlíku v krajině AV ČR. V neposlední řadě RNDr. Aleši Látrovi, Ph.D. ze společnosti SYMBIOM s.r.o. za cenné informace z oblasti praktického využití mykorhizních symbióz formou fytoremediace na území ČR a Evropě.

Obsah

Seznam doprovodných materiálů	7
1. Úvod	8
2. Cíl práce	9
3. Současný stav řešené problematiky	10
3.1 <i>Mykorhizní symbióza</i>	10
3.2 <i>Rozdělení mykorhizních symbióz</i>	11
3.2.1 Endomykorhizní symbiózy	11
Arbuskulární mykorhizní symbióza	11
Orchideoidní mykorhizní symbióza	13
Erikoidní mykorhizní symbióza	14
Arbutoidní mykorhizní symbióza	15
Monotropoidní mykorhizní symbióza	15
3.2.2 Ektomykorhizní symbiózy	16
3.2.3 Ektendomykorhizní symbiózy	17
3.3 <i>Fytoremediace</i>	19
3.3.1 Rozdělení fytoimediačních technologií	21
Fytoextrakce	21
Fytotransformace	21
Fytostabilizace	22
Rhizofiltrace	23
Fytoremediace těžkých kovů	25
3.3.2 Problematika využití mykorhizních symbióz s vazbou na fytoremediaci	30
3.3.3 Využití fytoimediace v praxi	31
4. Diskuze	33
5. Závěr	35
6. Souhrn, Resume, Klíčová slova	36
7. Seznam použité literatury	37
8. Přílohy	49

Seznam doprovodných materiálů

Obr. 1 Houbová ribozomální RNA transkripční jednotka (**str. 10**)

Obr. 2 Schéma arbuskuly (**str. 12**)

Obr. 3 Charakteristické znaky a útvary jednotlivých typů a druhů mykorhizních symbióz (**str. 13**)

Obr. 4 Kolíčkové haustorium (**str. 16**)

Obr. 5 Schematické znázornění fytoimediačních strategií v rostlině (**str. 23**)

Obr. 6 Detoxikační mechanismy hub při arbuskulárních mykorhizních symbiózách (**str. 29**)

Tab. 1 Shrnutí znaků mykorhizních symbióz (**str. 18**)

Tab. 2 Vysvětlení toxikologických pojmů uvedených v textu (**str. 19**)

Tab. 3 Značení a molekulární struktura aktivních forem kyslíku v rostlinách (**str. 27**)

Úvod

Využívání mykorrhizních hub se v poslední době stává čím dál častější záležitostí. O jejich významu pro život rostlin a o jejich vlivu na životní prostředí dnes již víme mnoho. Stejně tak o tom jak tento zajímavý vztah použít pro vlastní záměry. Jedná se vlastně o vzájemnou korelaci rostliny a houby, schopné napojit se na kořenový systém rostliny a zahájit výměnu látek, aniž by byla hostitelská rostlina nějak, nebo dlouhodobě poškozována. Jedním ze spektra využití je fyto-remediace, tedy odstranění kontaminantů z prostředí za pomoci rostlin. Její využití není omezeno jen na odstraňování polutantů z půdy, ale je využitelné například při jejich metabolických inaktivacích. Navíc při zapojení mykorrhizních hub bychom měli být schopni docílit vyšší účinnosti a příjmu polutantů, které samotné rostliny nejsou schopny přijmout.

Mezi zahradnické rostliny samozřejmě nepatří jen zelenina, ale i ovocné dřeviny a všeobecně dřeviny použitelné při ozeleňování krajiny, osazování zahrad a parků a v neposlední řadě dřeviny schopné přežívat ztížené městské podmínky.

Použitá terminologie byla dosti inspirována knihou RNDr. Gryndlera, proto je zde citován následující odstavec, dle kterého bylo při psaní Bakalářské práce postupováno: „Termín mykorrhiza je ve světové literatuře používán jak pro označení soužití houby s rostlinou, tak pro orgán, který vznikne po kolonizování kořene houbou. Kvůli lepší orientaci zde bude termín používán jen v druhém slova smyslu, tedy k označení zmíněného orgánu. Způsob soužití bude v textu označován jako mykorrhizní symbióza.“ (Gryndler 2006).

1. Cíl práce

Cílem této práce bylo poukázat na možnosti použití arbuskulární mykorhizní symbiózy v kooperaci se zahradnický využitelnými rostlinami při metodách fytoremediace znečištěných půd.

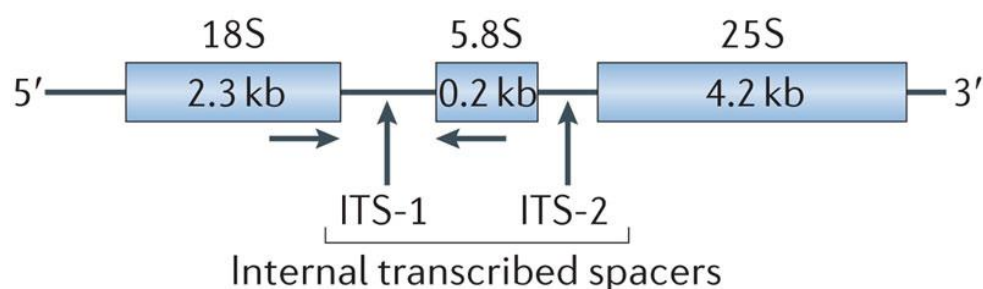
2. Současný stav řešené problematiky

2.1 Mykorhizní symbióza

Mykorhizní symbióza představuje vztah, při kterém dochází k infikaci rostlin houbou. Nejedná se však o infikaci, kde houba způsobuje rostlině újmu, ale k vzájemné pomoci mezi oběma účastníky. Houby jsou totiž často schopny přijímat z půdního roztoku živiny ve sloučeninách, které rostlina přijmout nedokáže a ve své stélce je modifikovat na rostlinou využitelné formy. Navíc pokud houba převezme funkci příjmu živin z půdy, rostlina nemusí plýtvat živinami na tvorbu objemného kořenového systému a může se soustředit na tvorbu nadzemní části. Houbě za to rostlina poskytuje fotosyntetické asimiláty, které si houba díky absenci chlorofylu vytvořit nedokáže a organické sloučeniny je nucena přijímat z půdy, například rozkladem organického materiálu.

Hub schopných tvořit arbuskulární mykorhizní symbiózy je omezený počet, tedy asi 150 druhů (Smith a Read, 2008). Tyto jsou nově řazeny do oddělení *Glomeromycota* (Schüßler et al., 2001). Houby tvořící arbuskulární mykorhizu lze vzhledem k faktu, že dosud nebyla identifikována žádná pohlavní stadia, označovat jako asexuální organismy, které se rozmnožují klonárně. Tradičně byla taxonomie založena na charakteristických znacích spor (Dood a Rosendahl, 1996), dnes už však při určování jednoznačně převažují metody biologických technik, zejména sekventování ITS (Internal transcribed spacer) oblasti rDNA.

Fungal ribosomal RNA transcribed unit



Nature Reviews | Immunology

Obr. 1 Houbová ribozomální RNA transkripční jednotka (Underhill a Iliev, 2014, Box 1: Fungal rDNA regions targeted for mycobiome characterization)

2.2 Rozdělení mykorhizních symbióz

Základní rozdělení mykorhizních symbióz je následující - endomykorhizní symbiózy, kde hyfy hub pronikají buněčnou stěnou do symplastu buňky, ektomykorhizní symbiózy, v nichž se houbové hyfy vyskytují jen v mezibuněčném prostoru a ektendomykorhizní symbiózy.

2.2.1 Endomykorhizní symbiózy

Mezi endomykorhizní symbiózy řadíme arbuskulární, orchideoidní, erikoidní, arbutoidní a monotropoidní mykorhizní symbiózu.

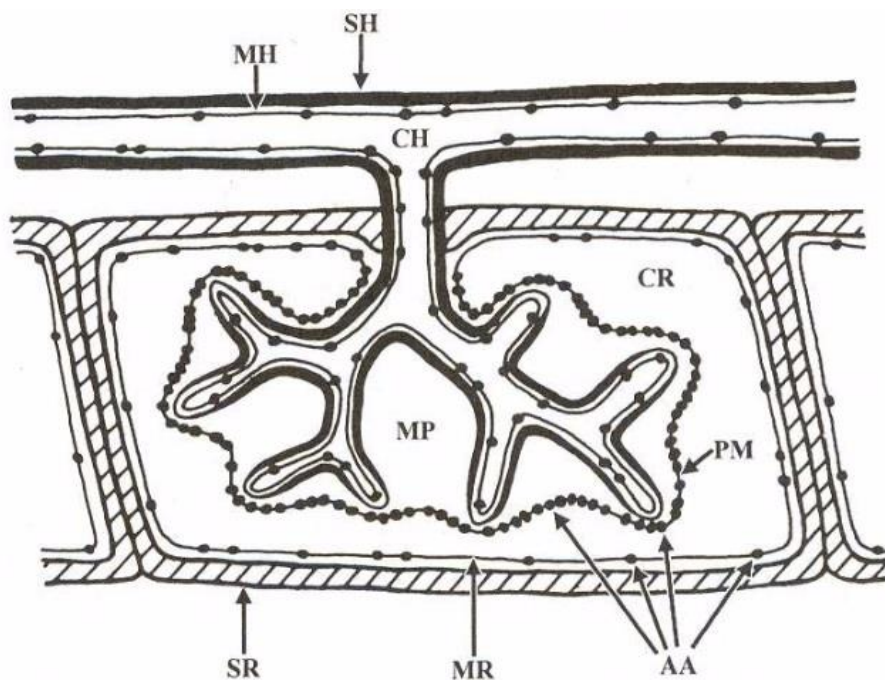
Arbuskulární mykorhizní symbióza

Arbuskulární mykorhizní symbióza je vývojově nejstarší a v přírodě nejrozšířenějším druhem. Arbuskulární mykorhizní symbióza byla pozorována nejprve u kosatců (*Iris*), (Nägeli, 1842), ale významným bodem v jejím objevování se staly až výzkumy v polovině 20. století, kdy teprve začal být zřejmý její význam na poli fyziologie a ekologie (Mosse, 1953; Dowding, 1959).

Arbuskulární mykorhizní houby kolonizují kořen myceliem. To se v půdě nachází jako vegetativní, nebo symbioticky rostoucí. Mycelium je u arbuskulárních mykorhizních hub cenolytický (nepřehrádkovaný – netvoří septa), trubicovitý, větvený buněčný útvar, dosahující značných rozměrů. Celý útvar je tedy jediná buňka s nesčítelným množstvím jader v cytoplasmě. Houba samotná může samozřejmě přežívat i v klidovém stadiu, tedy sporách. Dříve byla nazývána symbiózou arbuskulo-vezikulární. Charakteristická je tlustými micelárními hyfami pronikajícími symplastem a především vezikuly a zvláštními arbuskulami. Vezikuly jsou kulovité nepravidelné útvary, vzniklé zduřením hyf kořenového mycelia. Nebývají oddělovány žádnou přepážkou. Funkce není dodnes zcela známá, předpokládá se však, že plní funkci zásobní. V intracelulárním prostoru kořenových pletiv se někdy mohou tvořit i spory, které však na rozdíl od vezikul mají nezřídka velmi tlustou a často vícevrstvou stěnu a od mycelia jsou zřetelně odděleny přepážkou.

Arbuskuly jsou orgány vzniklé mnohočetným vidličnatým větvením mycelia. Vznikají uvnitř buněk kořenové kůry hostitelské rostliny. Při vnikání do buněčného prostoru houba perforuje buněčnou stěnu, nedochází však k perforaci cytoplasmatické membrány. Výsledkem je rozeklaný váček, tvořený vchlípeninou cytoplasmatické

membrány. Cytoplasma je od hyf izolována a dále se vchlipuje vlivem rostoucích hyf. Vzniklý apoplastický prostor je označován jako mezilehlý prostor (interfacial matrix). Obsahuje řadu důležitých látek, které houba vypouští, nebo se zde syntetizují. Při imunochemické reakci látek v mykorhizním kořeni bylo zjištěno, že materiál v mezilehlém prostoru arbuskuly je z velké části rostlinného původu (Balestrini et al., 1996; Gryndler a kol., 2004).

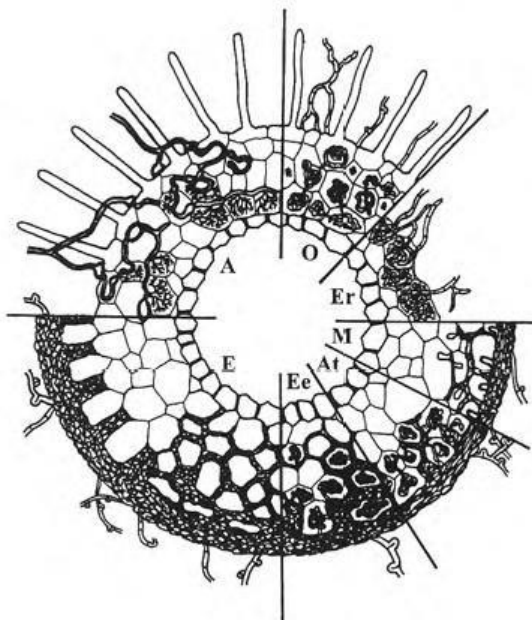


Obr. 2 Schéma arbuskuly (SR – buněčná stěna rostliny, MR – cytoplasmatické membrána rostliny, CR – cytoplasma rostliny, CH – cytoplasma houby, MH – cytoplasmatická membrána houby, SH – buněčná stěna houby PM – periarbuskulární membrána, MP – mezilehlý prostor, AA – lokalizace ATPázové aktivity), (Gryndler, 2004)

Mezilehlý prostor je charakteristický značnou kyselostí. Zde se pH pohybuje okolo 4,6 - 6,0 (Guttenberger, 2000). Okyselování je pravděpodobně způsobené vlivem určité H^+ -ATPázy, lokalizované na periarbuskulární membráně (Gianinazi, Pearson et al., 1998). Její specificky exprimované geny byly skutečně prokázány v prostoru buněk obsahujících arbuskuly (Krajinski et al., 2002). Geny kódující další dvě rostlinné H^+ -ATPázy byly exprimovány konstitutivně, nezávisle na přítomnosti arbuskuly v rostlinné buňce (Gryndler, 2004). V mezilehlém prostoru a arbuskulách probíhá velmi intenzivní výměna látek mezi oběma partnery podílejícími se na arbuskulární mykorhizní symbióze. Toto zjištění probíhalo metodou, kdy byl na poražené listy rostlin tabáku (*Nicotiana*) nanesen nefluoreskující prekurzor barviva 5(6)-karboxyfluoresceindiacetátu a transportován floémem do kořenů. V rostlině se tato

látky štěpí a vzniká fluoreskující 5(6)-karboxyfluorescein. Bylo pozorováno, že ten se hromadí v buňkách kořenové kůry, které obsahují metabolicky aktivní arbuskuly, ale nehromadí se v buňkách neobsahujících vakuoly. Tím bylo potvrzeno přednostní propojení floému s mykorhizními strukturami v kořeni (Vierheilig et al., 2001b).

Při vzniku mykorhizy se velmi mění nastavení exprese genů. Zajímavé je, že u arbuskulární mykorhizní symbiomy zatím nebyl pozorován žádný případ druhové specifity. Obecně se tedy předpokládá, že druhová specifita u arbuskulární mykorhizní symbiomy neexistuje. Prakticky řečeno jednotlivé houbové taxony schopny tvořit arbuskulární mykorhizní symbiomy jsou schopny interagovat s libovolnou rostlinou taktéž schopnou této symbiomy.



Obr. 3 Charakteristické znaky a útvary jednotlivých typů a druhů mykorhizních symbióm (A – arbuskulární mykorhizní symbióza; E – ektomykorhizní symbióza; Ee – ektomykorhizní symbióza; At - arbutoidní mykorhizní symbióza; M -monotropoidní mykorhizní symbióza; Er - erikoidní mykorhizní symbióza; O - orchideoidní mykorhizní symbióza), (Gryndler a kol., 2004)

Orchideoidní mykorhizní symbióza

Orchideoidní mykorhizní symbióza se vyskytuje jen u čeledi *Orchidaceae*, podle které je pojmenována. Pro rostliny je nepostradatelná, protože jsou na ni zcela závislé a nedokážou bez ní v přírodních podmínkách vyklíčit. Významná je samozřejmě její role i v dalším růstu rostlin (Gryndler a kol., 2004). Zajímavé je, že v průběhu růstu se často mění význam mykorhizní symbiomy na jednostranný parazitismus, kde jako parazit může fungovat nejen houba ale i rostlina. Vztah mezi nezelenými mykoheterotrofními

orchidejemi propojenými mykorhizní houbou s ektomykorhizními dřevinami se potom nazývá epiparazitismus.

Erikoidní mykorhizní symbióza

Erikoidní mykorhizní symbióza je specifická, nikoli však výhradní, pro rostliny čeledi *Ericaceae* a dnes již zrušené čeledi *Epacridaceae* (Whittaker a Cairney, 2001). Zástupci této skupiny rostlin mají jemné kořeny bez kořenového vlášení a symbióza s houbami je pro ně tím pádem zásadní zdroj příjmu živin z půdy.

Tato mykorhizní symbióza je v porovnání s ostatními více specifická, tedy hostitel a kolonizátor jsou vzájemně více vybíraví (Harley, 1959). I zde však existují výjimky. Například RNDr. Gryndler (Gryndler a kol., 2004) uvádí, že zástupce erikoidních hub *Hymenoscyphus ericae* byla pozorována i u zástupců oddělení *Marchantiophyta* (Duckett a Read, 1995). Jedná se tedy o první doloženou houbu schopnou tvořit mykorhizu s cévnatými i bezcévnatými rostlinami.

U této mykorhizní symbiózy byl zjištěn, pomocí radioaktivního uhlíku, přenos látek z kořenů rostlin *Vaccinium* a *Calluna* do mycelia symbiotické houby. Je tedy zřejmé, že tato saprotrofně žijící houba je do výrazné míry živena látkami z rostlin. Transport uhlíku v opačném směru však nebyl prokázán (Pearson a Read, 1973b).

Dále v kolonizovaných kořenech rostliny *Vaccinium macrocarpon* byly mezi dominantními rozpustnými látkami analyzovány dvě, které však nebyly identifikovány v kořenech rostliny bez mykorhizní symbiózy a tedy byly zřejmě syntetizovány houbou a to z organických látek přijatých z rostliny (Stibley a Read, 1973a).

Rostliny a houby užívající erikoidní mykorhizní symbiózy obvykle žijí v prostředí s velmi nízkým pH, kde je nedostatek důležitých prvků, nebo jsou vázány v rostlinám nepřístupné formě. Houby zde dokáží stimulovat příjem dusíku. U mykorhizních jedinců *Vaccinia macrocarpon* byl prokázán výrazně zlepšený přísun dusíku [N] z okolních organických sloučenin (Stibley a Read, 1974b).

Díky mykorhizním houbám jsou rostliny schopny přijímat dusík [N] ze sloučenin glycinu [$C_2H_5NO_2$], alaninu [$CH_3CH(NH_2)COOH$], glutaminu [$C_5H_{10}N_2O_3$] a kyseliny glutamové [$C_5H_9NO_4$]. Jako nepřijatelné se zde prokázaly humusové látky a kyselina asparagová [$HOOC-CH_2CHNH_2-COOH$] (Stibley a Read, 1980). Zdroji aminokyselin bývají peptidy a proteiny. K jejich uvolnění je zde však zapotřebí enzymatické hydrolýzy. U houby *Hymenoscyphus ericae* byla zjištěna schopnost využívat dusík [N] z peptidů různých délek. Výzkum ukázal, že k hydrolýze využívá enzym proteinkinasu

karboxylového typu s jedním aktivním centrem a dvěma karboxylovými skupinami. Její aktivita má optimum při pH 2,2, při pH 5,0 je však velmi nízká (Leake a Read, 1989a). Tato houba však ukázala značnou schopnost recyklace dusíku [N] z nepřečištěného chitinu $[(C_8H_{13}O_5N)_n]$ obsaženého v buněčných stěnách vlastního odumřelého mycelia, stejně jako mycelia ektomykorhizní houby *Suillus bovinus* (Kerley a Read, 1997). Tento dusík [N] byl pak analyzován při zvýšeném růstu rostlin *Vaccinium macrocarpon* a *Calluna vulgaris* (Kerley a Read, 1998).

Erikoidní mykorhizní houby mají také schopnost transformovat a získávat z hůře dostupných forem i fosfor [P], a to například z hůře rozpustných solí inozitolhexafosfátu (Mitchell a Read, 1981).

Arbutoidní mykorhizní symbióza

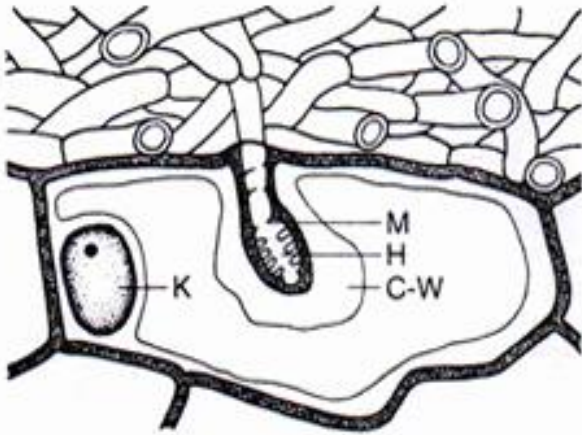
Arbutoidní mykorhizní symbióza je zvláštní tím, že na rozdíl od ostatních endomykorhizních symbióz mění tvar kořene kolonizované rostliny. Nalezneme ji u některých druhů z řádu *Ericales* (Zak, 1974), (Molina a Trappe, 1982). Jedná se vlastně o ektomykorhizní symbiózu erikoidních rostlin, kde hyfy hub pronikají do symplastu buněk a často ho celý zaplní.

Monotropoidní mykorhizní symbióza

Monotropoidní mykorhizní symbióza je velice zajímavým druhem mykorhizní symbiózy. Jde vlastně o parazitismus jedné rostliny na druhé, který je zprostředkováván mykorhizní houbou (Björkman, 1960). Tento symbiotický vztah se vyskytuje u jedné skupiny rostlin z čeledi *Ericaceae*. Konkrétněji podčeledi *Monotropoideae* a rodů *Pityopus*, *Hemitomes*, *Allotropha*, *Monotropha*, *Monotropastrum*, *Monotropsis*, *Pleuricospora* a *Sarcodes* (Bidartondo a Bruns, 2001). Jsou to nefotosyntetizující rostliny, získávající živiny vlastně jen přes symbiózu s houbou. Tento stav je umožněn pravděpodobně jednou z nejpokročilejších suchozemských specializací k soužití s houbami (Gryndler, 2004).

Monotropoidní mykorhizní symbióza se vyznačuje tím, že houba netvoří uvnitř buněk žádné spleti ani větvení. V prostoru buňky utvoří jen krátký výrůstek hyfy, označovaný jako kolíčkové haustorium (Obr. 4). To se v prostoru buňky dále nerozrůstá (Mejstřík 1988). Další zajímavostí monotropoidních mykorhizních symbióz je, že houby na nich se podílející nezřídka obsahují a do půdy vypouští antibiotické látky. Například J. Trofast a B. Wickberg publikují, že z mycelia kolonizujícího rostlinu

Monotropha hypopitys byly extrahovány dvě antibiotické látky označené jako mykorhizin A a chloromykorhizin A. Obě látky se vyznačují vysokými účinky ke dřevokazné houbě *Heterobasidion annosum* (Trofast a Wickberg, 1977).



Obr. 4 Kolíčkové haustorium (K – jádro, C – W – cytoplasma, H – haustorium, M – mezilehlý prostor), (Werner, 1992)

2.2.2 Ektomykorhizní symbiózy

Kromě endomykorhizních, existují i ektomykorhizní symbiózy. Ty jsou známé zejména u dřevin. Jsou charakteristické nepronikáním hyf do symplastu a vývojovou nestabilitou (Gryndler a kol., 2004). Pravděpodobný vývin se odehrál v průběhu posledních 130 – 180 milionů let nejspíš mnohokrát (Le Page et al., 19), (Hibbett et al., 2000). Vedou nás k tomu studie genetické informace (13 jaderných sekvencí DNA malé ribozomální podjednotky, 50 jaderných sekvencí DNA velké ribozomální podjednotky a 10 mitochondriálních sekvencí DNA malé ribozomální podjednotky) v dnes žijících druzích nemykorhizních a ektomykorhizních hub (Hibbett et al. 2000).

Houbou kolonizovaná část rostliny bývá velmi často zduřelá, výrazně se odlišuje od částí nekolonizovaných, a to v důsledku apoplastické spleti hyf, takzvané Hartigově síti. Na povrchu mykorhizy je spleť hyf označována jako hyfový plášť (Gryndler a kol., 2004).

2.2.3 Ektendomykorhizní symbiózy

Dalším typem je ektendomykorhizní symbióza. Ta je dána tím, že se v jinak normální ektomykorhize dostávají hyfy hub do buněk kořenové pokožky, nebo kůry (Gryndler a kol., 2004). Pojem ektendomykorhiza je dodnes sporná záležitost, protože neexistuje ostrá hranice mezi ekto- a ektendomykorhizou (Mikola 1965). Je dost možné, že ektendomykorhiza je jen jakousi morfo-fyziologickou anomálií, kdy rostlina dokáže lyzovat hyfy uvnitř buněk. Výskyt byl zaznamenán u několika borovic, dále u *Larix kaempferi*, *Larix occidentalis*, *Wollemia nobilis*, *Uapaca kirkiana*, *Shorea parvifolia* a *Tuberaria guttata* (Trevor et al. 2001).

Popis mykorhizních symbióz (MS)	arbuskulární MS	ektomykorhizní symbióza	ektendomykorhizní symbióza	arbutoidní MS	monotropoidní MS	erikoidní MS	orchideoidní MS
Houbové hyfy							
Se septy	-	+	+	+	+	+	+
Bez septy	+	-	-	-	-	-	-
Intracelulární kolonizace	+	-	+	+	+	+	+
Hyfový plášť	-	+	+ / -	+ / -	+	-	-
Hartigova síť	-	+	+	+	+	-	-
Heterotrofní rost.	-	-	-	-	+	-	+ *
Houbový taxon	<i>Glomero</i>	<i>Basidio/Asco</i> <i>(Glomero)</i>	<i>Basidio/Asco</i>	<i>Basidio</i>	<i>Basidio</i>	<i>Asco</i>	<i>Basidio</i>
Rostlinný taxon	<i>Bryo</i> <i>Pterido</i> <i>Gymno</i> <i>Angio</i>	<i>Gymno</i> <i>Angio</i>	<i>Gymno</i> <i>Angio</i>	<i>Ericales</i>	<i>Monotropoidae</i>	<i>Ericales</i> <i>Bryo</i>	<i>Orchidales</i>

Tab. 1 Shrnutí znaků mykorhizních symbióz. (Smith and Read, 2008: Table 1.1 The characteristic of the important mycorrhizal types. The structural characters given relate to the mature state, developing or senescent states. Entries in brackets indicate rare conditions.)

2.3 Fytoremediace

Fytoremediace může být definována jako užití zelených rostlin k přesunu, akumulaci nebo odstraňování kontaminace schopných látek z prostředí (Cunningham, 1996). Používá se při ní všech možných fyzikálních, chemických i biologických procesů souvisejících s výživou, růstem a fyziologickými schopnostmi rostlin. Největší uplatnění má při dekontaminaci povrchového zamoření půd. Důležitými faktory jsou zde typ půdy, stáří kontaminace, lipofilita látky (rozpuštěnost v lipidech), (Watanabe, 1997).

Fytoremediace je velmi účinná při manipulaci s hydrofobními polutanty, např. aromatickými uhlovodíky, chlorovanými rozpouštědly nebo nitrosloučeninami (Smrček, 2007).

Kontaminanty	Látky škodlivé, nežádoucí, znečišťující životní prostředí,
Polutanty	Látky cizorodé, škodlivé, s nežádoucím účinkem na nějakou složku životního prostředí
Xenobiotika	Cizorodé látky, tj. látky cizí živému organismu
Pesticidy	Chemické přípravky pro ochranu rostlin
Herbicidy	Chemické přípravky pro likvidaci rostlin
Fungicidy	Chemické přípravky pro likvidaci hubových organismů
Insekticidy	Chemické přípravky pro likvidaci hmyzu
Algicidy	Chemické přípravky pro likvidaci řas

Tab. 2 Vysvětlení toxikologických pojmů uvedených v textu

Fytoremediační technologie se nyní postupně stává jedním z hlavních procesů, přispívajících k odstraňování xenobiotik z životního prostředí. Její výhoda je, že v přírodě probíhá zcela běžně, a je tedy i dobře přijímána i ze strany veřejnosti. Vzhledem k množství rostlinné hmoty je příspěvek fytoremediace k dekontaminaci rozhodně nezanedbatelný. Konvenční dekontaminační technologie jsou totiž cenově neatraktivní a nelze je užít všude, především s ohledem k půdní mikrosféře.

Fytoremediační technologie má ovšem také své nedostatky a nevýhody. Dekontaminační proces je dlouhodobý a těžko jej lze realizovat v jediném vegetačním období. Zvláště, jedná-li se o dřeviny. Je to často záležitost sezónní. Drtivá většina rostlin není schopna při nízkých teplotách fytoremediační činnost provádět. Dále je zde také závislost na charakteru půdy, typu a vlastnostech kontaminantu a samozřejmě jeho toxicitě proti konkrétnímu rostlinnému druhu. Na druhou stranu výhodou je zde finanční náročnost fytoremediace, kterou lze snížit i na 0,05 EUR/m³ (Cunningham, 1996).

Výzkumy účinnosti fytoředivačních technologií ukázaly výraznou druhovou závislost. Vědecké poznatky dokládají, že výhodnější pro manipulaci s organickými polutanty se ukázaly stromy z čeledi *Salicaceae*. Tyto rostliny disponují rychlejším růstem, vysokou odolností a značnou schopností regenerace, které jsou především u hybridních jedinců často dosti rapidně podpořeny.

Použití v praxi bylo provedeno v Iowě, kde byly vysázeny *Populus deltoides nigra* cv. Imperial s úmyslem vytvořit nárazníkovou zónu pro dusičnany a atrazinové herbicidy. Výsledkem byl pokles dusičnanů z hodnot 50 – 100 mg/l na 5 mg/l a snížení celkové koncentrace atrazinu v půdě o 10 – 20 % (Schnoor, 1995). V dalším případě bylo použití *Populus* při odstraňování chlorovaných alifatických uhlovodíků, 2,4,6,-trinitrotoluenu a aromatických uhlovodíků z půdy (Miller, 1997). Využívání *Populus* jako akumulátorů kontaminantů je však z jistých hledisek nepohodlné až riskantní. Jako riziková se zde jeví především možnost geneticky neupravovaných hybridů rozmnožovat se. Tím by se dekontaminační prvek velmi rychle mohl stát invazivním problémem, který by svou užitečností rychle pohřbil zásahem a likvidací okolních ekosystémů. Proto je lepší používat rostliny menší, u kterých je dobře zvládnuta agrotechnika a dají se v určité dobu snadno sklídit a následně asanovat. V úvahu tedy přichází *Zea sp.*, *Brassica napus*, *Sinapsis alba*, *Medicago sativa* či různé kultivary travin.

Testy dalších kulturních plodin byly také až překvapivě úspěšné. Například testy *Cucurbita pepo* L. convar. *Giromontiina* ‘Diamant F1‘ a *Cucurbita pepo* L. ‘Gelber Zentner‘ ukázaly schopnost vysoké akumulace dibenzofuranů. V případě *Cucumis sativus* navíc byla zjištěna akumulace uvedeného xenobiotika ze vzduchu (Simonisch et al., 1995).

V případě akumulace těžkých kovů a radionuklidů je situace podobná. Rostliny jsou schopny v určité druhové závislosti absorbovat a ukládat kovové ionty ve svých pletivech. Důraz je zde kladen především na takzvané hyperakumulátory. To jsou rostliny, které jsou mimořádně schopny ukládat látky v koncentracích až 1 - 10 mg/g sušiny. Většina rostlin má však určitou selektivitu na jistý kovový iont a jedná se především o rostliny s malým vzrůstem. Velmi často jde o sukulenty, ale ty jsou z hlediska agrotechniky a klimatické náročnosti nevhodné především v našich klimatických podmínkách. Proto je mnohem zajímavější použití rostlin s vysokou tvorbou biomasy a menší klimatickou náročností. Bohužel výsledná koncentrace je na konci vegetačního období vzhledem k hyperakumulátorům dosti nízká (Smrček, 2003).

Velkou pozornost si zasluhují studie zaměřené na schopnosti vyšších rostlin extrahovat a akumulovat radionuklidy. V tomto ohledu je fytořemediace těmito rostlinami zvláště výhodná, protože nelze očekávat dosažení fytotoxické koncentrace v případě radioaktivního spadu. Výzkumy zabývající se akumulací kobaltu [Co], stroncia [Sr] a cesia [Cs] vybranými rostlinnými druhy jsou velice zajímavé (Broadley a Willey, 1997), (Brown et al., 1997). Velmi slibné byly například výsledky Entryho a Waltruda (Entry a Waltrud, 1998) při pokusech extrakce cesia ^{137}Cs a stroncia ^{90}Sr z uměle kontaminovaného pískového substrátu rostlinou *Panicum virgatum*. Celková extrakce byla přibližně 40% obou sledovaných kontaminantů.

2.3.1 Rozdělení fytořemediačních technologií

Fytoextrakce

Jedná se o základní sledovaný proces, kde probíhá přechod kontaminantu do rostlinného systému, případně jde o následnou translokaci rostlinným organismem. Použitelná je jak pro organické sloučeniny, tak pro kovové ionty (Smrček, 2003).

Fyotransformace

Jde o metabolický proces, kde za pomoci enzymatických systémů dochází k přeměně přijatého organického polutantu na odpovídající metabolickou látku. Z enzymů podílejících se na přeměnách jde především o rostlinné peroxidázy a v určité míře jsou zapojeny též oxygenázy související s rostlinným cytochromem P450. Metabolické modifikace a přeměny skeletu se týkají výhradně organických molekul.

Metabolické přeměny by se daly charakterizovat takto – nejprve dochází k odmaskování polárních funkčních skupin, což má za následek zvýšení hydrofilicity molekul. Následuje tzv. biotransformace, nebo fáze konjugační, kdy dochází ke spojení původní, nebo často již transformované molekuly s polárním nosičem. Tím se dále zvyšuje polarita molekuly, v níž je obsažen základní skelet xenobiotika. Takto snadno prostupná molekula je následně ukládána v rostlinných pletivech. Ukládání probíhá poměrně složitým a i v dnešní době ne zcela úspěšně probádaným mechanismem. Úložné místo pro některé konjugáty představují vakuoly (Chromá et al., 1997). V mechanismu transportu přes membránu vakuol se často hovoří o vakuolárních pumpách, které jsou specifické pro glutathionové konjugáty (Marrs, 1996). Mechanismus vlastního přenosu

je nejčastěji prezentován dvěma modely a to model pumpy, který představuje tvorbu póru, kterým mohou procházet hydrofilní substráty, nebo model flip-flop, při kterém se substrát váže na vnější část membrány a překlopením se dostává do vakuoly (Coleman, et al., 1997). Existují samozřejmě i konjugáty, které nemohou být uloženy tímto postupem a dochází u nich tedy k tzv. sekundární konjugaci. Ta představuje reakce s některými složkami buněčné stěny, jako jsou pektiny, ligniny a hemicelulózy. Takto dochází k ukotvení k buněčné stěně a celý proces je možno vysvětlit, jako imobilizaci komplexu, kterému je takto znemožněno narušovat základní metabolické funkce rostliny.

Při manipulaci s těžkými kovy nelze hovořit o transformaci v pravém slova smyslu. Poslední výzkumy však ukazují, že v rostlině dochází ke kumulaci, komplementaci kovových iontů a v této formě opět buď k jejich uložení do vakuol, nebo jejich imobilizaci na povrchu buněčné stěny. Roli komplexačních činidel zde hrají nejčastěji organické kyseliny (Lee et al., 1977), ale také tzv. fytochelatiny (Grill et al., 1986), (Klapheck et al., 1995), (Neuwly et al., 1993), které lze charakterizovat jako cysteinem [C₃H₇NO₂S] bohaté peptidy a vedle nich i metalothioneiny, taktéž cysteinem [C₃H₇NO₂S] bohaté proteiny s vysokou afinitou ke kationtům kovů (Kagi, 1993).

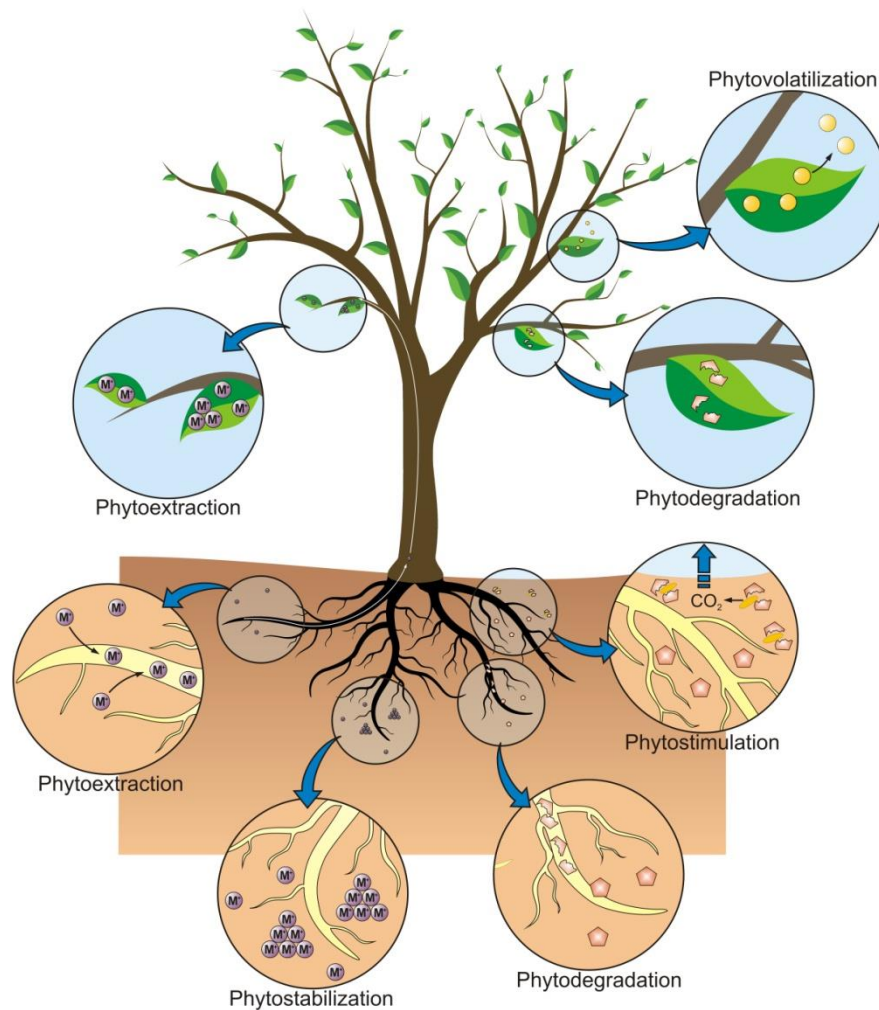
Fytostabilizace

Jedná se o proces, který má za úkol zastavit šíření kontaminantů do širšího okolí důsledky eroze, či vyplavováním do spodních vod. Bariéra kořenů je v mnoha případech schopna omezit migraci kontaminantů adsorpčně, absorpčně, či tvorbou nerozpustných forem díky interakci kontaminantů s kořenovými exsudáty. Pro účely fytostabilizace jsou vhodné rostlinné druhy, které mají hustý a rozsáhlý povrchový kořenový systém, ale na svahu je důležité i hloubkové stabilizační prokořenění. Arbuskulární mykorhizní houby navíc dokáží kořenovou síť ještě vylepšit dosahem a tím výrazně přispět k imobilizaci kontaminantů mimo aktuální dosah kořenové rhizosféry.

Nepřehlédnutelný je též fakt, arbuskulární mykorhizní houby jsou schopny vylučovat v exsudátech látky, které v půdě působí jako pojidlo jednotlivých půdních agregátů a tím výrazně snižují riziko eroze a stabilizují tak kvalitu půdy. Příkladem je třeba glykoprotein glomalin vylučovaný hyfami arbuskulárních mykorhizních hub. Ten má ale i schopnost poutat na sebe toxické kovy jako jsou měď [Cu], kadmium [Cd], olovo [Pb] a mangan [Mn] (González a Wright, 2004).

Rhizofiltrace

Jedná se o velice podobný proces, avšak zde se jedná o dekontaminaci znečištěných vod. Obě poslední metody se používají především při manipulaci s kovovými ionty, ale mohou být užity i v případech s organickými sloučeninami (Schnoor, 1997).



Obr. 5 Schematické znázornění fytoředičních strategií v rostlině – fytoextrakce, fytostabilizace, fytodegradace, fytostimulace, fytovolatilizace (Hernandez-Soriano, 2014: Figure 1. Schematic representation of phytoremediation strategies.)

Výzkumem účinnosti fytoextrakce a akumulace polutantů vyvstává možnost analyzovat vztahy mezi množstvím rostlinou akumulované látky a jejím obsahem v okolním prostředí. Díky tomu můžeme využít dané rostlinné druhy jako indikátory obsahu polutantů v půdním prostředí analyzováním přijatého polutantu, nebo jeho odpovídajícího metabolitu. Tento biomonitoring byl aplikován například ve Finsku pro stanovení dlouhodobé zátěže prostředí kyselinou trichloroctovou [$\text{CCl}_3\text{CO}_2\text{H}$] (Simonisch et al., 1995). Roli biomonitorační zde měla *Pinus sp.*

Za zmínku stojí i pokusy s pokojovými rostlinami (Peart, 2003), kde byla sledována fytoabsorpce oxidu uhelnatého, oxidů dusíku, formaldehydu, benzenu a chlorovaných rozpouštědel. V kontaminovaném prostředí bylo obsaženo 120 ppm CO nebo 50 ppm oxidů dusíku. Po 24 hodinách bylo odstraněno rostlinou *Chlorophytum sp.* 96 % CO a 99 % oxidů dusíku, a rostlinou *Epipremnum sp.* 75 % původní hladiny CO. Jako nejúčinnějšími eliminátory organických sloučenin se ukázaly druhy *Phylodendron scandens*, *Chlorophytum elatum*, *Sansevieria trifasciata*, *Dracaena fragrans*, *Spatiphyllum clevelandii* a *Aglaonema sp.* Všechny druhy patří mezi velmi běžné v našich interiérech.

V poslední době jsou realizovány výzkumy na fytoextrakci PCP a jeho vliv na enzymatické mechanismy v rostlinách. PCP (pentachlorfenol) [$\text{C}_6\text{HCl}_5\text{O}$] Je velice perzistentní polutant, který se v prostředí stále objevuje díky bělení chlorem, chlorování vody, postupným uvolňováním z impregnovaných dřevěných konstrukcí a se spalinami z ošetřeného dřeva, kde nedochází k úplnému spálení této látky. V minulosti byl používán jako herbicid, fungicid, insekticid, algicid, dezinfekční činidlo a byl obsažen v mnoha impregnačních prostředcích na dřevo. Jeho účinky na živočichy byly poměrně značnou rychlostí a dobře prozkoumány, ale jeho působení na rostliny, kromě herbicidního, je dodnes ne zcela známé. Strategie výzkumu ohledně organických polutantů se reálně trochu liší od výzkumu radionuklidů. Organické polutanty totiž mají z velké většiny vliv na růst rostliny.

Výzkumy tedy začínají stanovením schopnosti rostliny růst v přítomnosti tohoto polutantu. Následuje analyzování účinnosti fytoextrakce daným rostlinným species. Zde je nutno analyzovat i kultivační médium z důvodu možnosti exsudace některých konjugátů obsahujících zkoumanou látku zpět do půdy. Z hlediska fytoremediace je nutno brát tuto skutečnost jako závažnou, protože rozhodně není žádoucí využívat k fytoextrakci rostliny, které se kontaminantů zbavují zpět do půdy ať už ve formě nezměněné, nebo formě snadno rozložitelného metabolitu. V některých případech je

dokonce nutno zkoumat odděleně biotransformace za pomoci tkáňových či orgánových kultur. Výhodné jsou zde suspenzní orgánové kultury, které rostou velmi rychle, mají velký styčný povrch s roztokem xenobiotika a bývají metabolicky velmi aktivní. Bohužel nevýhodou je, že řada biotransformačních reakcí probíhá až v diferencovaných buňkách vyvinuté rostliny a v nediferencované formě mohou být některé metabolické dráhy neúplné. Ale zpětně vzato díky přítomnosti nediferencovaných buněk je možno nalézt ve vzorku metabolity, které podléhají v celé rostlině rychlé přeměně (Smrček, 2003).

V současných fytoimediačních postupech se vysazují rostliny bez cílené kolonizace mykorhizní houbou. Skutečnost možné přítomnosti arbuskulárních mykorhizních hub v kontaminované půdě totiž slibuje kolonizaci kořenů vnášených rostlin selektivně vytříděnými jedinci, kteří již disponují nutnou adaptací, díky které byly schopni do té doby v půdě přežít. Tím tedy odpadá nutnost provádění pokusů s rostlinami inokulovanými mykorhizními houbami, které získaly rezistenci jinde a jejich životaschopnost a fytoimediační účinnost na daném stanovišti by byly teprve předmětem výzkumu. Tento způsob je bohužel nevyhnutelný na půdách, kde byla půda nějak nešetrně upravována nebo extrémně kontaminována a populace mykorhizních hub byla výrazně minimalizována nebo úplně zničena. Zde by naopak introdukce rostlin inokulovaných houbami, nebo samotná inokulace půdy sporama těchto hub z podobně zamořených stanovišť mohla výrazně urychlit vznik symbiózy a zlepšit tak sanaci půdy (Göhre, 2006).

Fytoimediace těžkých kovů

Těžké kovy jsou zařazeny do skupiny 53 prvků s hustotou větší než 5 g/cm^3 (Holleman a Wiberg, 1958). Patří sem ale i tzv. mikroelementy, tedy látky v malém množství nezbytné pro normální vývoj rostliny. Jedná se především o měď [Cu], železo [Fe], mangan [Mn], nikl [Ni] a zinek [Zn]. Jsou potřebné v řadě enzymaticky katalyzovaných nebo redoxních reakcí, při přenosu elektronů a hrají důležité strukturální funkce v metabolismu nukleových kyselin (Zenk, 1996). Naopak sem ale patří i kovy, které pro vývoj nezbytné nejsou, naopak jsou často nežádoucí. To jsou především kadmium [Cd], rtuť [Hg] a olovo [Pb] (Metz, 1981).

Těžké kovy se vyskytují především v městském půdním i atmosférickém prostředí a antropogenicky ovlivněných půdách. Akvizice těchto prvků v prostředí půda-kořen musí být rostlinou velmi dobře řízena a jejich homeostáza taktéž, protože nedostatky i nadbytky prvků mohou způsobovat katastrofální růstové problémy (Hall a Williams, 2003). Základními projevy jsou deficitní (nedostatkové) a nadbytkové

chlorózy, ale překročení určité hranice může mít za následek i nanismus (zakrsnutí), špatné hojení ran a následná nekrotizace pletiv (Tichý, 2002). Nehledě k častějšímu napadání rostlin patogeny, vlivem selhávání obranyschopnosti postižených jedinců (Procházka, 1998).

Vysoké koncentrace těžkých kovů způsobují interference mezi enzymatickou aktivitou a modifikacemi struktury proteinů. Častá je též inhibice (omezení) příjmu prvků vlivem zvýšené přítomnosti jiných. Příkladem může být inhibice příjmu iontů draslíku $[K^+]$ ionty alkalického kovu rubidia $[Rb^+]$ (Procházka, 1998), nebo výrazné snížení příjmu nitrátů ionty kadmia $[Cd^{2+}]$, které silně ovlivňují činnost enzymů nitrátoreduktasy, nitritoreduktasy, glutaminsyntetasy, ferredoxinglutaminsyntetasy a NADH-glutamátsyntetasy. Navíc kadmium $[Cd]$ zvyšuje aktivitu proteasy a způsobuje hromadění amonného dusíku $[NH_3]$ v pletivech rostlin, a to především v kořenech, protože snižuje jeho transport do nadzemních částí (Tlustoš et al., 2005). Výsledkem je tedy redukce tvorby nadzemní biomasy v porovnání s kořenovým systémem (Prasad a Hagermayer, 1999), projevy jsou pak inhibice prodlužovacího růstu vlivem kadmia $[Cd]$ na protonovou pumpu odpovědnou za tento děj (Aikid a Okamoto, 1993). Dále také kadmium $[Cd]$ omezuje klíčivost semen inhibicí esterasy a alkoholdehydrogenasy. Kadmium $[Cd]$ navíc indukuje pokles obsahu hořčíku $[Mg]$, fyziologickou deficienci železa $[Fe]$ a inhibici syntézy chlorofylu (Larbi et al., 2002). Mezi další projevy přítomnosti kadmia $[Cd]$ patří vadnutí rostlin, kdy kadmium $[Cd]$ inhibuje transpiraci stálým uzavřením průduchů, příp. redukcí podílu xylému schopného vedení vody ve stonku, redukováním průměru trachejí (cév) a jejich ucpáváním produkty degradace buněčných stěn. Dále má vliv na zvýšenou tvorbu buněčných inkluzí, především šťavelanu vápenatého $[Ca(COO)_2]$, čímž výrazně snižuje koncentraci vápníku $[Ca]$ v rostlině a jeho transport xylémem (Barceló et al., 1988), (Barceló a Poschenrieder, 1990). Kadmium $[Cd]$ má vliv na mnoho dalších dějů v rostlině. Ty jsou vhodně popsány v publikaci Mechanismus příjmu rizikových prvků rostlinami a jejich hromadění v biomase (Tlustoš et al., 2005). Antagonismus i synergismus kadmia $[Cd]$ s dalšími prvky byl studován řadou autorů, jejichž výsledky si velmi často odporují. Toxické působení kadmia $[Cd]$ je také spojeno s nedostatkem zinku $[Zn]$ v rostlině (Khan a Frankland, 1983).

Vzájemný vztah zinku $[Zn]$ a kadmia $[Cd]$ na jejich akumulaci a distribuci v rostlinách *Spinacia olerace* a *Lactuca sativa* ukázal, že při vyrovnaném podílu v půdě nevzniká žádná konkurence v příjmu, ale při vyšším podílu zinku $[Zn]$ byl zjištěn

antagonistický vliv na jeho příjem oběma druhy. Dále bylo uvedeno, že aplikace zinečnatých hnojiv omezila příjem kadmia [Cd] rostlinami *Triticum sp.*, (McKenn et al., 1993), ovšem mimokořenová aplikace zinku [Zn] neměla na příjem kadmia [Cd] žádný vliv.

Při pokusech na klíčících rostlinkách *Triticum sp.* byl zjištěn po přidavku kadmia [Cd] snížený příjem zinku [Zn] a naopak zvýšená koncentrace zinku [Zn] způsobovala inhibici příjmu kadmia [Cd] (Hart et al., 2002). Při pěstování rostlin jarní pšenice *Triticum sp.* a *Zea sp.* v polních podmínkách byl zjištěn dokonce synergický vztah mezi oběma prvky (Nan et al., 2002).

Interakce dalších iontů byly zkoumány např. mezi zinkem [Zn] a fosforem [P], kde bylo zjištěno, že při aplikaci fosforečných hnojiv byl zaznamenán omezený příjem iontů zinku [Zn] rostlinou (Bolan a Duraisamy, 2003), což bylo vzápětí i potvrzeno (Zhu et al., 2002). Při vysoké dávce fosforu [P] je tedy brzděn akropetální pohyb zinku [Zn] v rostlině. Příjem zinku [Zn] rovněž potlačuje příjem železa [Fe] a mědi [Cu]. Kadmium [Cd] snižuje příjem manganu [Mn], železa [Fe], vápníku [Ca], hořčíku [Mg] a dusíku [N]. Naopak přidáním železa [Fe] bylo kadmium [Cd] sníženo až o 17 % a podobně působí i přidání vápníku [Ca] a selenu [Se]. Synergický vztah je také uváděn mezi prvky kadmia [Cd] a olova [Pb]. Olovo [Pb] je přednostně adsorbováno na půdní částice a výsledkem je vyšší podíl kadmia [Cd] v půdním roztoku (Alloway, 1990), (Adriano, 2001).

Sloučenina	Zkrácené značení	Struktura
Singletový kyslík	${}^1\text{O}_2$	O-O:
Superoxidový anion-radikál	$\text{O}_2^{\cdot-}$	$[\ddot{\text{O}}=\ddot{\text{O}}]^-$
Hydroxylový radikál	OH^\cdot	$\ddot{\text{O}}-\text{H}$
Hydroxylový ion	OH^-	$\ddot{\text{O}}-\text{H}$
Perhydroxylový radikál	O_2H^\cdot	$\ddot{\text{O}}=\ddot{\text{O}}-\text{H}$
Peroxid vodíku	H_2O_2	$\text{H}-\ddot{\text{O}}-\ddot{\text{O}}-\text{H}$

Tab. 3 Značení a molekulární struktury aktivních forem kyslíku v rostlinách (Piterková et al., 2005)

Plasmatické membrány jsou zvláště citlivé na zvýšenou hladinu těžkých kovů, jež působí na propustnost membrány a tím může být ovlivněna funkčnost transportních membránových proteinů (Hall, 2002). Těžké kovy (ale i UV záření) také způsobují tvorbu aktivních forem kyslíku, tedy volných radikálů. Ty jsou zobrazeny v tabulce 3.

Výsledkem mohou být oxidativní poškození rostlinných pletiv a opět chlorózy, nanismus, barvení kořenů, účinky na oba fotofosforylační cykly, zastavení buněčného cyklu atd. Rostliny si vytvořily několik mechanismů homeostázy při vyšší koncentraci těžkých kovů v půdě (Clements, 2001), (Hall, 2002). Výzkumy složek těchto mechanismů v posledních letech značně pokročily a bylo dosaženo pokroku v identifikaci jejich složek. Například gen kódující adsorpci kovů transmembránovými proteiny Nramp3 (Natural resistance-associated macrophage protein 3), (Thomine et al., 2004), gen kódující přepravní protein RAN1 (Responsive to antagonist 1), (Hirayama et al., 1999), nebo ATPasa typu P transportující těžké kovy do vakuoly AtHMA3 (*Arabidopsis thaliana* Heavy Metal Associated 3), (Gravot et al., 2004).

Vzhledem k tomu, že těžké kovy nejsou biologicky odbouratelné, představují značné riziko nejen pro rostliny ale i živočichy a lidské zdraví (Jarup, 2003).

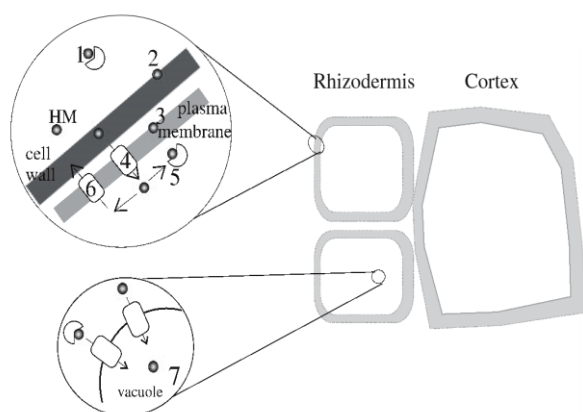
Synergismus a antagonismus kovů byl identifikován i při příjmu kovových iontů hyfami hub. Například zinek [Zn] působil antagonisticky na kadmium [Cd] a olovo [Pb] při jejich příjmu v presymbiotickém stadiu houby, zatím co kadmium [Cd] a olovo [Pb] působily synergicky (Shalaby, 2003).

Aby bylo možno využívat arbuskulární mykorhizní symbiózy na půdách kontaminovaných těžkými kovy, je bezpodmínečně nutná jejich interakce s kořeny rostlin. Spory a presymbiotické hyfy jsou totiž vysoce citlivé na přítomnost těžkých kovů v nepřítomnosti rostlin. Hodnoty EC50 (hodnota toxicity snižující klíčení spor, nebo růstu hyf na 50 %) je závislá na species, ale byly zaznamenány celkově negativní účinky při vyšší koncentraci těžkých kovů (Shalaby, 2003).

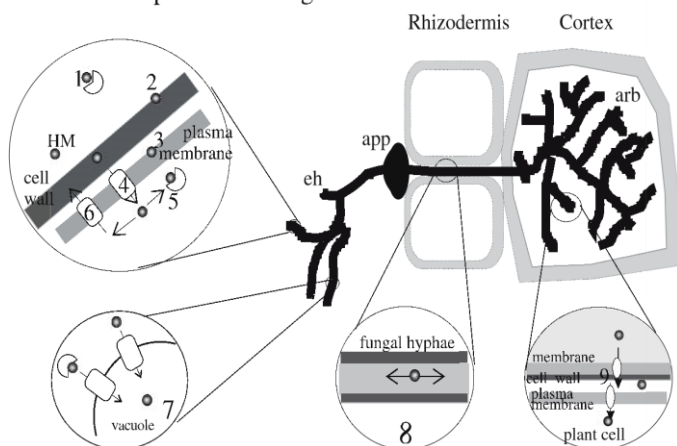
Při výzkumu byly izolovány spory hub z kontaminovaných a nekontaminovaných půd a bylo pozorováno jejich klíčení a růst hyf za přítomnosti zinku [Zn], olova [Pb] a kadmia [Cd]. Ve všech případech byla pozorována inhibice obou procesů. Nicméně jedinci ze spor izolovaných z kontaminovaných půd byli více tolerantní ke zvýšené koncentraci všech tří prvků než jedinci z půd nekontaminovaných. Tato přirozeně se vyskytující rezistence je pravděpodobně zapříčiněna fenotypovou plasticitou než generativními změnami ve sporách, protože spory následující generace kultivované v prostředí prostém těžkých kovů již touto rezistencí nedisponovali (Shalaby, 2003).

Pozorování zvýšené rezistence ke konkrétnímu kovu bylo často pozorováno u hub izolovaných z půd kontaminovaných zinkem [Zn], olovem [Pb], kadmíem [Cd], nebo mědí [Cu] (Gaur a Adholeya, 2004). Studie účinnosti kolonizace a počtu tvořených spor v kanalizačních usazeninách s přítomností farmaceutických kalů ukázaly, že aplikované spory hub s tolerancí k vyšší koncentraci těžkých kovů jsou schopny snadno kolonizovat kořenové buňky hostitelských rostlin (Del Val et al., 1999), (Jacquot-Plumey et al., 2001).

mechanisms present in the plant cell



mechanisms present in fungus



Obr. 6 Detoxikační mechanismy hub při arbuskulárních mykorhizních symbiózách. 1) Sekretovaný chelátový nosič na sebe váže kovy v půdě (např. histidin, rostlinné organické kyseliny, glomalin), 2) Vazba kovu na hyfovou stěnu houby, 3) Vazba na stěnu plazmatické membrány, 4) Specializované a nspecializované transportéry a póry v plasmatické membráně rostlin a hub (aktivní a pasivní transport), 5) Cheláty v cytosolu např. Metalothionein, organické kyseliny, aminokyseliny a chaperony specializované na kovy, 6) Vyloučení přes specializovaný a nspecializovaný transportér z rostlinných nebo houbových buněk, 7) Uložení těžkého kovu do vakuoly, 8) Transport hyfou houby, 9) Transport kovu z hyfy do rostliny prostřednictvím aktivního nebo pasivního transportu, ke kterému dochází v arbuskulách (Gohre a Paszkowski, 2006).

2.3.2 Problematika využití mykorhizních symbióz s vazbou na fytořemediaci

Erikoidní mykorhizní houby mají vysokou toleranci k vysokým koncentracím těžkých kovů jako kadmium [Cd], měď [Cu] a zinek [Zn] (Cairney et al., 2001). To může mít souvislost s tím, že obývají kyselé půdy, kde jsou tyto kovy dobře dostupné. U některých těžkých prvků je rezistence konstitutivní, tedy na tuto vlastnost nemá vliv, odkud byla inokulovaná houba izolována. U jiných prvků a sloučenin je možná adaptace houby na jejich zvýšenou koncentraci. To se potvrdilo v případě arzeničnanu [AsO₄] (Sharples et al., 2001).

Kolonizace kořenů rostliny mykorhizní houbou může také do určité míry zvýšit toleranci rostlin k těžkým kovům v půdním prostředí (Bradley et al., 2001). Je to pravděpodobně způsobeno tím, že je tato houba váže ve svých hyfách. Výsledkem je, že nadzemní část rostliny obsahuje mnohem nižší koncentraci těžkých kovů, než kořeny obsahující myceliální síť s vázanými kovy. Bylo také prokázáno, že houby obývající prostředí kontaminované zinkem [Zn] rozpouští jeho nerozpustné sloučeniny v mnohem menší míře, než houby rostoucí v neznečištěném prostředí (Martino et al., 2003).

Dále stojí za zmínku, že erikoidní mykorhizní houby jsou schopny dodávat rostlinám ve větší míře vápník [Ca], který je v jejich přirozeném (kyselém) prostředí obsažen jen ve velmi malém množství (Leake a Read, 1989b). Mykorhizní houby jsou také schopny exsudací chelatačních látek usnadnit rostlinám zásobování železem [Fe] na vápenatých půdách.

Tvorba mykorhizních symbióz je značně omezena u čeledí *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Chenopodiaceae* (Harley a Harley, 1987), z nichž řada zastupuje zahradnický významné druhy zelenin, či okrasných rostlin.

Zajímavou výjimku též představuje rod *Lupinus* z čeledi *Fabaceae* (Oba et al., 2001), kde nebyla pozorována arbuskulární mykorhizní symbióza ani u jednoho z 36 druhů. U 8 druhů byl pozorován jen velmi omezený růst houbových hyf. Přitom ostatní rostliny příslušící k čeledi *Fabaceae* jsou výbornými hostiteli arbuskulárních mykorhizních hub. Je to zřejmě způsobeno inhibičními látkami v kořenových exsudátech, které zastavují růst a vývoj mycelia a tvorbu arbuskul (Oba et al., 2002).

Problémy s využitím mykorhizních symbióz se také projevují například při ozelenování a fytostabilizaci vyvezených hald hlusiny z dolů. Haldy totiž mají vlastní specifické mikroklima a to především ve smyslu vodního režimu, jenž zde dost dobře nezajišťuje kapilární vztlínání vody, ale je omezeno jen na srážky. Protože haldy se

obvykle tyčí nad terén a dost často i nad okolní vegetaci vznikají zde špatné podmínky také vlivem silné sluneční insolace, větru a postupným sesedáním materiálu. Samozřejmě je zde pravděpodobný výskyt různých kontaminantů, a tudíž je zde prostředí pro rostliny i půdní mikroorganismy drsné a nehostinné.

Výzkumy věnované problematice ozeleňování podobných biotopů byly prováděny poblíž Chrzanowa na území jižního Polska, kde po sobě těžba zanechala rozsáhlá území hald a zdevastovaných ekosystémů (Ryzska a Turnau, 2007). Ideálními fyto-stabilizačními kandidáty se měly stát traviny (Pierzynski et al., 2002a, b), které rychle zabrání erozi, přežijí těžké podmínky a dají základ následné regeneraci krajiny a po ní rychle zmizí a uvolní místo přirozeným rostlinám (Turnau et al., 2006). Navíc bylo žádoucí, aby rostliny neakumulovaly z půdy toxická rezidua, aby nedošlo k jejich translokaci do potravinového řetězce (Prasad, 2006). Experimenty navíc ukázaly potenciální roli arbuskulárních mykorhizních hub při introdukci travin jako jsou *Dactylis glomerata*, *Deschampsia caespitosa* a *Festuca rubra* na půdy kontaminované těžkými kovy v západní Evropě (Hetrick et al., 1994), (Colpaert, 1998), (Schat a Verkleij, 1998). Provádění studií se neobešlo bez navezení vrstvy živného substrátu pro počáteční start růstu a umělé zavlažování, upravené tak, aby připomínalo přirozené srážky, bez kterého by nebylo možné relevantně postupovat. Vlivy sucha se ostatně na tomto místě projevují nadále (Ryzska a Turnau, 2007).

2.3.3 Využití fyto-remediace v praxi

Při aplikaci fyto-remediace je třeba si také uvědomit, že i po několika cyklech pěstování rostlin se koncentrace kontaminantů v půdě sníží jen do určité hloubky. Pokud nám jde o dekontaminaci celého orničního horizontu, je třeba zařídit, aby podzemní orgány rostlin i hub mohly žít i v hloubkách, kam se při standardním růstu ne vždy dostanou. To můžeme často umožnit aplikací vhodného agrotechnického postupu. Jako velmi vhodná se zde jeví hluboká (24 - 30 cm) a velmi hluboká orba (nad 30 cm), (Kumhála, 2008), čímž se spodní horizonty dostanou na povrch a jsou tedy volně přístupné pro rostliny i houby. Navíc zde mohou začít probíhat i různé oxidační reakce vlivem aerobních mikroorganismů a vzduchu.

Nevýhodou je, že pokud se vrchní půdní horizonty dostanou do hloubky, organismy v nich žijící odumřou. Použitím dnes dostupných pluhů však není možné docílit absolutního otočení, není tedy třeba se obávat, že dojde k úplné likvidaci edafonu.

Vzhledem k povaze půd, na kterých se běžně provádí fytořemediace, se nabízí jako zajímavá možnost použití rotačních pluhů.

Při studiích růstu rostlin *Lolium*, *Medicago sativa* v korelaci s arbuskulárními mykorhizními houbami v půdě kontaminované ropou bylo zjištěno, že ropa výrazně zvyšuje koncentraci organického uhlíku v rostlině. Její vliv na růst arbuskulárních mykorhizních hub a enzymů z exsudátů byl však ničující a samotným rostlinám způsoboval nižší velikost rostlin, nižší obsah biomasy a chlorofylu. Ropné uhlovodíky navíc omezují jejich funkce a výraznou mikrobiální činností v půdě dochází dusík [N], který se tím stává limitujícím pro normální růst rostlin. Proto by mohlo být v takovém případě relevantnější používat rostliny z čeledi *Fabaceae*, které díky symbióze s rhizobakteriemi obsah dusíku [N] zvyšují (Nie et al., 2011).

3. Diskuze

Inokulace rostlin mykorhizními houbami, tedy využití arbuskulární mykorhizní symbiózy ve fytoimediačních technologiích má jednoznačně pozitivní vliv na jejich průběh. I když se v některých studiích ukazuje, že přínos k účinnosti fytoimediace je minimální, byl téměř vždy zjištěn. Ať už tedy použijeme inokulované rostliny, nebo rostliny nemykorhizní vystavíme na stanovišti přirozené inokulaci mykorhizními houbami, výsledek fytoimediace bude vždy lepší, než u nemykorhizních rostlin, nenastane-li situace, kdy symbiotická houba brání příjmu látky, kterou se pokoušíme z půdy odstranit. Této situace lze ovšem také využít, pokud je známo, že se dané reziduum v půdním prostředí nachází a my máme v úmyslu vlastnit rostliny tohoto rezidua prosté. Arbuskulární mykorhizní houby se také vyznačují druhovou nespecifičností, tedy je téměř vždy nějaká šance, že rostlina bude ve venkovním prostředí kolonizována.

Ve studiích popisujících fyziologické procesy rostlin z řízků *Populus nigra* a *Populus alba* inokulovaných a neinokulovaných arbuskulárními mykorhizními houbami na půdě kontaminované olovem (Pb) a nekontaminované byl zjištěn výrazný rozdílný vliv na oba druhy. Výsledky dokládají, že inokulované rostliny *Populus alba* měly na obou stanovištích zvýšené procento přežití, růstu a objemu biomasy, zejména na půdě kontaminované, oproti rostlinám neinokulovaným. Naproti tomu u rostlin *Populus nigra* nebyly pozorovány žádné výrazné rozdíly v žádné z kombinací. Ve skutečnosti ale měly vyšší procento přežití, lepší růst a zvýšení objemu rostliny *Populus nigra* v porovnání s *Populus alba*, u kterého byla objemová produkce o 62 % nižší. V závěru tedy vyplývá, že *Populus nigra* je výkonnější než *Populus alba*, i když sledované rozdíly za počáteční přítomnosti a absence mykorhizních hub byly výraznější u *Populus alba* (Salehi et al., 2016). Je tedy zřejmé, že se nelze dívat jen na účinnost fytoimediace inokulovaných a neinokulovaných jedinců, ale důležitou roli hraje také právě druh.

Identický závěr byl zjištěn při zkoumání vlivu Zn, Pb a Cd na presymbiotická a symbiotická růstová stadia dvou druhů rodu *Glomus*. Bylo prokázáno, že druh *Glomus intaradices* má vyšší toleranci ke každému z kovů než druh *Glomus etunicatum* (Pawłowska a Charvát, 2004). Zde však rozdíl ukázal odstup času a moderní taxonomie, jelikož podle nedávných studií molekulární DNA byl druh *Glomus intaradices* přejmenován a přeřazen. Nyní je znám jako *Rhizopopus irregularis*. Změna proběhla i u druhu *Glomus etunicatum*, známým dnes jako *Claroidoglomus etunicatum*. Jde

najednou o dva různé rody, tedy se není čemu divit, když mezi těmito dvěma taxony byla identifikována rozdílná tolerance k těžkým kovům.

4. Závěr

V současné době se metodou fytořemediace a vlivy mykorhizních symbióz zabývá velký počet studií a mnoho je nám již známo. Účinnost fytořemediace je velmi druhově závislá, můžeme však říci, že s ohledem na smysl dané fytořemediační technologie má téměř vždy nějaký úspěch, ať už se jedná o fytoextrakci kontaminantů z půdy, zastavení eroze, nebo fytořegradaci cizorodých látek. Doloženy jsou i stimulační účinky arbuskulárních mykorhizních hub na ujímání a následný růst vnášených rostlin.

Používání mykorhizních symbióz s vazbou na fytořemediaci se jeví jako zajímavý prvek k zlepšení ekologicky zatíženého prostředí. Tím mohou být všechny oblasti vysoce ovlivněny antropogenní činností, tedy průmyslové zóny, oblasti postižené těžbou, skládky, městské prostředí.

Rostliny umí velmi přispět ke kvalitě ovzduší, zachytáváním prachových částic, ředění imisí, produkcí kyslíku [O₂]. Typické prostředí průmyslových oblastí, měst, ale i okolí povrchových dolů. Všechny tyto činnosti jsou pro rostlinu energeticky náročné a mnohdy jí škodí. Použitím inokulovaných jedinců však zajistíme přísun vitálnějších rostlin s přirozenou podporou, což se projeví na kratší době, za jakou začnou plnit tyto úkoly, ekonomické strážce díky vyšší ujmavosti a nižším nárokům na výživu.

V případě oblastí s aktivní důlní činností navíc může zajistit i menší riziko eroze, která tyto lokality velmi často sužuje z důvodu vyvážení sypkého materiálu a odlesňování rozlehlých ploch.

V místech skládek komunálního a smíšeného odpadu mohou mykorhizní rostliny zabránit kontaminantům v průniku do podzemních vod, záchytem lehkých odpadků unášených větrem před únikem do širokého okolí.

Dalším příkladem je možnost využití mykorhizních rostlin v extenzivním ovocnářství, které je v současné době v popředí zájmů krajinných architektů zabývajících se návratem původních odrůd ovocných dřevin na revitalizované plochy nejen kulturní krajiny na ekologicky nestabilních lokalitách. V tomto případě se nejedná ani o produkční funkci výsadeb, jako o trvale udržitelný krajinnotvorný prvek. S tím souvisí návrat dřevin do kulturní krajiny. Není myšleno jen vysazování do zahrad, ale například opětovného užívání podél silnic v liniových výsadbách, kde vlivem povětrnostních podmínek a zvýšených imisí je žádoucí vysazovat rostlinný mykorhizní materiál odolný vůči půdní nejen stresové zátěži.

5. Souhrn, Resume, Klíčová slova

Využití arbuskulární mykorhizy formou fytořediace

Práce je zaměřena na možnosti využití fytořediálních účinků mykorhizních symbióz při pěstování okrasných a ovocných dřevin na ekologicky zatížených stanovištích. Hlavním popisovaným kritériem byla schopnost rostlin využívat fytořediální technologie. V práci jsou shrnuty vybrané vědecké poznatky, které se problematikou fytořediálních technologií s použitím rostlin inokulovaných mykorhizními houbami, především arbuskulárními, zabývají, za současného zhodnocení praktického využití v ČR a ve světě.

Klíčová slova:

- arbuskulární mykorhiza, dekontaminace půdy, fytořediace, mykorhizní symbióza.

Use of arbuscular mycorrhiza in the form of phytoremediation

The thesis is focused on the possibilities of using the phytoremediation effects of mycorrhizal symbioses in the cultivation of ornamental and fruit trees in ecologically loaded habitats. The main criterion described was the ability of plants to use phytoremediation technologies. The thesis summarizes selected scientific knowledge, which looks into the topic of phytoremediation technologies using plants inoculated with mycorrhizal fungi, especially arbuscular ones, while evaluating the practical use in the Czech Republic and the world.

Keywords

- arbuscular mycorrhiza, decontamination of soil, phytoremediation, mycorrhizal symbiosis

6. Seznam použité literatury

Knižní zdroje

- BARCELÓ, J. a Ch. POSCHENRIEDER. Plant water relations as affected by heavy metal stress: A review. *Journal of Plant Nutrition* [online]. 1990, **13**(1), 1-37 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1080/01904169009364057. ISSN 0190-4167. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01904169009364057>
- BARCELÓ, J., M. D. VÁZQUEZ a Ch. POSCHENRIEDER. Cadmium-Induced Structural and Ultrastructural Changes in the Vascular System of Bush Bean Stems. *Botanica Acta* [online]. 1988, **101**(3), 254-261 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1111/j.1438-8677.1988.tb00041.x. ISSN 09328629. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1438-8677.1988.tb00041.x>
- BEGRÜNDET VON A.F. HOLLEMAN, FORTGEFÜHRT VON EGON UND NILS WIBERG a Gerd Fischer. ERSTELLUNG DES SACHREGISTERS. *Lehrbuch der anorganischen Chemie*. 102., verb. und stark umgearbeitete und verb. Aufl. / von Nils Wiberg. Berlin: Walter de Gruyter, 2007. ISBN 3110177706.
- BIDARTONDO, M. I. a T. D. BRUNS. Extreme specificity in epiparasitic Monotropoideae (Ericaceae): widespread phylogenetic and geographical structure. *Molecular Ecology* [online]. 2001, **10**(9), 2285-2295 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1046/j.1365-294X.2001.01358.x. ISSN 0962-1083. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-294X.2001.01358.x>
- BJORKMAN, Erik. Monotropa Hypopitys L. - an Epiparasite on Tree Roots. *Physiologia Plantarum* [online]. 1960, **13**(2), 308-327 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1399-3054.1960.tb08034.x. ISSN 0031-9317. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1399-3054.1960.tb08034.x>
- BOLAN, N. S. a V. P. DURAISAMY. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research* [online]. 2003, **41**(3), 533- [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1071/SR02122. ISSN 0004-9573. Dostupné z: <http://www.publish.csiro.au/?paper=SR02122>
- BRADLEY, Kenneth A., Jeremy MOGRIDGE, Michael MOUREZ, R. John COLLIER a John A. T. YOUNG. Identification of the cellular receptor for anthrax toxin. *Nature* [online]. 2001-11-8, **414**(6860), 225-229 [cit. 2017-05-01]. DOI:

- 10.1038/n35101999. ISSN 0028-0836. Dostupné z:
<http://www.nature.com/doifinder/10.1038/n35101999>
- BROADLEY, Martin R. a Neil J. WILLEY. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa. *Environmental Pollution* [online]. 1997, **97**(1-2), 11-15 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00090-0. ISSN 02697491. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749197000900>
- HERNANDEZ-SORIANO, C., Maria a Jose C. Metabolomics for Soil Contamination Assessment. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination* [online]. InTech, 2014 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.5772/58294. ISBN 978-953-51-1235-8. Dostupné z: <http://www.intechopen.com/books/environmental-risk-assessment-of-soil-contamination/metabolomics-for-soil-contamination-assessment>
- CLEMENS, Stephan. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* [online]. 2001-3-19, **212**(4), 475-486 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s004250000458. ISSN 0032-0935. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s004250000458>
- COLEMAN, Julian, Mechteld BLAKE-KALFF a Emyr DAVIES. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation. *Trends in Plant Science* [online]. 1997, **2**(4), 144-151 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S1360-1385(97)01019-4. ISSN 13601385. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1360138597010194>
- COLPAERT, Jan V. Biological interactions: The significance of root-microbial symbioses for phytoremediation of metal-contaminated soils. *Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation*. Springer, Berlin, 1998, 75-91.
- DEL VAL, Coral, J.M BAREA a C AZCÓN-AGUILAR. Assessing the tolerance to heavy metals of arbuscular mycorrhizal fungi isolated from sewage sludge-contaminated soils. *Applied Soil Ecology* [online]. 1999, **11**(2-3), 261-269 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0929-1393(98)00153-X. ISSN 09291393. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092913939800153X>
- DODD, J. C., S. ROSENDAHL, M. GIOVANNETTI, A. BROOME, L. LANFRANCO a C. WALKER. Inter- and intraspecific variation within the morphologically similar arbuscular mycorrhizal fungi *Glomus mosseae* and *Glomus coronatum*. *New Phytologist* [online]. 1996, **133**(1), 113-132 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1996.tb04347.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1996.tb04347.x> DOWDING, Eleanor

- Silver. Ecology of Endogone. *Transactions of the British Mycological Society* [online]. 1959, **42**(4), 449-457 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1016/S0007-1536(59)80045-0. ISSN 00071536. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0007153659800450>
- DUCKETT, JEFFREY G. a DAVID J. READ. Ericoid mycorrhizas and rhizoid-ascomycete associations in liverworts share the same mycobiont: isolation of the partners and resynthesis of the associations in vitro. *New Phytologist* [online]. 1995, **129**(3), 439-447 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1995.tb04315.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1995.tb04315.x>
- GAUR, Atimanav; ADHOLEYA, Alok. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Curr Sci*, 2004, 86.4: 528-534.
- GÖHRE, Vera a Uta PASZKOWSKI. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. *Planta* [online]. 2006, **223**(6), 1115-1122 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s00425-006-0225-0. ISSN 0032-0935. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s00425-006-0225-0>
- GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M.C., R. CARRILLO-GONZÁLEZ, S.F. WRIGHT a K.A. NICHOLS. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution* [online]. 2004, **130**(3), 317-323 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.01.004. ISSN 02697491. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749104000375>
- GRILL, E., W. GEKELER, E.-L. WINNACKER a H.H. ZENK. Homo-phytochelatins are heavy metal-binding peptides of homo-glutathione containing Fabales. *FEBS Letters* [online]. 1986, **205**(1), 47-50 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/0014-5793(86)80863-8. ISSN 00145793. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1016/0014-5793%2886%2980863-8>
- GRYNDLER, Milan. *Mykorhizní symbióza: o soužití hub s kořeny rostlin*. Praha: Academia, 2004. ISBN 80-200-1240-0.
- GUTTENBERGER, Martin. Arbuscules of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi inhabit an acidic compartment within plant roots. *Planta* [online]. 2000-8-10, **211**(3), 299-304 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1007/s004250000324. ISSN 0032-0935. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s004250000324>

- HALL, Robert, et al. Plant metabolomics the missing link in functional genomics strategies. 2002.
- HARLEY, John Laker, et al. The biology of mycorrhiza. *The biology of mycorrhiza.*, 1959.
- HARLEY, John Laker; HARLEY, E. L. A check-list of mycorrhiza in the British flora. *New Phytologist*, 1987, 105.s1: 1-102.
- HART, Jonathan J., Ross M. WELCH, Wendell A. NORVELL a Leon V. KOCHIAN. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. *Physiologia Plantarum* [online]. 2002, **116**(1), 73-78 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1034/j.1399-3054.2002.1160109.x. ISSN 0031-9317. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1034/j.1399-3054.2002.1160109.x>
- HETRICK, B. A. D., D. C. HARTNETT, G. W. T. WILSON a D. J. GIBSON. Effects of mycorrhizae, phosphorus availability, and plant density on yield relationships among competing tallgrass prairie grasses. *Canadian Journal of Botany* [online]. 1994, **72**(2), 168-176 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1139/b94-023. ISSN 0008-4026. Dostupné z: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/b94-023>
- HIBBETT, David S., Luz-Beatriz GILBERT a Michael J. DONOGHUE. *Nature* [online]. **407**(6803), 506-508 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1038/35035065. ISSN 00280836. Dostupné z: <http://www.nature.com/doi/abs/10.1038/35035065>
- HIRAYAMA, Takashi, Joseph J. KIEBER, Noriko HIRAYAMA, et al. RESPONSIVE-TO-ANTAGONIST1, a Menkes/Wilson Disease–Related Copper Transporter, Is Required for Ethylene Signaling in Arabidopsis. *Cell* [online]. 1999, **97**(3), 383-393 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0092-8674(00)80747-3. ISSN 00928674. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0092867400807473>
- CHANEY, Rufus L, Minnie MALIK, Yin M LI, Sally L BROWN, Eric P BREWER, J Scott ANGLE a Alan JM BAKER. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* [online]. 1997, **8**(3), 279-284 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0958-1669(97)80004-3. ISSN 09581669. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958166997800043>
- CHROMÁ, L., et al. Rostlinné cytochromy P450 a peroxidasy a jejich úloha při degradaci kontaminantů životního prostředí. *Chem. Listy*, 2001, 95: 212-222.
- JACQUOT-PLUMEY, E., D. VAN TUINEN, O. CHATAGNIER, S. GIANINAZZI a V. GIANINAZZI-PEARSON. 25S rDNA-based molecular monitoring of

- glomalean fungi in sewage sludge-treated field plots. *Environmental Microbiology* [online]. 2001, **3**(8), 525-531 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1046/j.1462-2920.2001.00219.x. ISSN 1462-2912. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1462-2920.2001.00219.x>
- JARUP, L. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin* [online]. 2003, **68**(1), 167-182 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1093/bmb/ldg032. ISSN 1471-8391. Dostupné z: <https://academic.oup.com/bmb/article-lookup/doi/10.1093/bmb/ldg032>
- JORDAHL, James L., Lesley FOSTER, Jerald L. SCHNOOR a Pedro J. J. ALVAREZ. Effect of hybrid poplar trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation. *Environmental Toxicology and Chemistry* [online]. 1997, **16**(6), 1318-1321 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1002/etc.5620160630. ISSN 07307268. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/etc.5620160630>
- KERLEY, SIMON J. a DAVID J. READ. The biology of mycorrhiza in the Ericaceae XIX. Fungal mycelium as a nitrogen source for the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae* and its host plants. *New Phytologist* [online]. 1997, **136**(4), 691-701 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1046/j.1469-8137.1997.00778.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1469-8137.1997.00778.x>
- KERLEY, SIMON J. a DAVID J. READ. The biology of mycorrhiza in the Ericaceae. XX. Plant and mycorrhizal necromass as nitrogenous substrates for the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae* and its host. *New Phytologist* [online]. 1998, **139**(2), 353-360 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1046/j.1469-8137.1998.00189.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1469-8137.1998.00189.x>
- KHAN, D. H. a B. FRANKLAND. Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant and Soil* [online]. 1983, **70**(3), 335-345 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/BF02374890. ISSN 0032-079x. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/BF02374890>
- KLAPHECK, S., C. LATUS a L. BERGMANN. Localization of Glutathione Synthetase and Distribution of Glutathione in Leaf Cells of *Pisum sativum* L. *Journal of Plant Physiology* [online]. 1987, **131**(1-2), 123-131 [cit. 2017-05-

- 01]. DOI: 10.1016/S0176-1617(87)80273-0. ISSN 01761617. Dostupné z:
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0176161787802730>
- LANQUAR, Viviane, Françoise LELIÈVRE, Hélène BARBIER-BRYGOO a Sébastien THOMINE. Regulation and function of AtNRAMP4 metal transporter protein. *Soil Science and Plant Nutrition* [online]. 2004, **50**(7), 1141-1150 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1080/00380768.2004.10408587. ISSN 0038-0768. Dostupné z:
<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00380768.2004.10408587>
- LARBI, Ajmi, Fermín MORALES, Anunciación ABADÍA, Yolanda GOGORCENA, Juan J. LUCENA a Javier ABADÍA. Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution: induced Fe deficiency and growth inhibition. *Functional Plant Biology* [online]. 2002, **29**(12), 1453- [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1071/FP02090. ISSN 1445-4408. Dostupné z:
<http://www.publish.csiro.au/?paper=FP02090>
- LEAKE, J. R., and D. J. Read. “The Biology of Mycorrhiza in the Ericaceae. XV. The Effect of Mycorrhizal Infection on Calcium Uptake by *Calluna Vulgaris* (L.) Hull.” *The New Phytologist*, vol. 113, no. 4, 1989, pp. 535–544., www.jstor.org/stable/2556715.
- MARRS, Kathleen A. THE FUNCTIONS AND REGULATION OF GLUTATHIONE S-TRANSFERASES IN PLANTS. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* [online]. 1996, **47**(1), 127-158 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1146/annurev.arplant.47.1.127. ISSN 1040-2519. Dostupné z:
<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.arplant.47.1.127>
- MARTINO, Elena, Silvia PEROTTO, Richard PARSONS a Geoffrey M GADD. Solubilization of insoluble inorganic zinc compounds by ericoid mycorrhizal fungi derived from heavy metal polluted sites. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2003, **35**(1), 133-141 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0038-0717(02)00247-X. ISSN 00380717. Dostupné z:
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003807170200247X>
- MATHESIUS, Ulrike. Conservation and divergence of signalling pathways between roots and soil microbes – the Rhizobium-legume symbiosis compared to the development of lateral roots, mycorrhizal interactions and nematode-induced galls. *Plant and Soil* [online]. 2003, **255**(1), 105-119 [cit. 2017-04-30]. DOI:

- 10.1023/A:1026139026780. ISSN 0032-079x. Dostupné z:
<http://link.springer.com/10.1023/A:1026139026780>
- MEJSTŘÍK, Václav. *Mykorrhizní symbiózy*. Praha: Academia, 1988.
- METZ, B., E. W. DE BRUIJN a J. C. VAN SUIJDAM. Methods for quantitative representation of the morphology of molds. *Biotechnology and Bioengineering* [online]. 1981, **23**(1), 149-162 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1002/bit.260230110. ISSN 0006-3592. Dostupné z:
<http://doi.wiley.com/10.1002/bit.260230110>
- MEUWLY, Philippe, Pierre THIBAUT a Wilfried E. RAUSER. Γ-Glutamylcysteinylglutamic acid - a new homologue of glutathione in maize seedlings exposed to cadmium. *FEBS Letters* [online]. 1993, **336**(3), 472-476 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/0014-5793(93)80858-R. ISSN 00145793. Dostupné z:
<http://doi.wiley.com/10.1016/0014-5793%2893%2980858-R>
- MIKOLA J., SUOLINNA, Else-Maj a T-M. ENARI. STUDIES ON A PROTEOLYTIC ENZYME OF BARLEY GRAIN. *Journal of the Institute of Brewing* [online]. 1965, **71**(6), 519-522 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1002/j.2050-0416.1965.tb02082.x. ISSN 00469750. Dostupné z:
<http://doi.wiley.com/10.1002/j.2050-0416.1965.tb02082.x>
- MITCHELL, D.T. a D.J. READ. Utilization of inorganic and organic phosphates by the mycorrhizal endophytes of *Vaccinium macrocarpon* and *Rhododendron ponticum*. *Transactions of the British Mycological Society* [online]. 1981, **76**(2), 255-260 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1016/S0007-1536(81)80147-7. ISSN 00071536. Dostupné z:
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0007153681801477>
- MOLINA, RANDY a JAMES M. TRAPPE. Lack of mycorrhizal specificity by the ericaceous hosts *arbutus menziesii* and *arctostaphylos* UV A-URSI. *New Phytologist* [online]. 1982, **90**(3), 495-509 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1982.tb04482.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z:
<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1982.tb04482.x>
- MOSSE, Barbara. Fructifications associated with mycorrhizal strawberry roots. *Nature*, 1953, 171.4361: 974-974.
- NÄGELI, C. Pilze im innern von Zellen. *Linnaea*, 1842, 16: 278-285.
- NIE, Jing, Hong-Chao GUO, Dominique CAHARD a Jun-An MA. Asymmetric Construction of Stereogenic Carbon Centers Featuring a Trifluoromethyl Group

- from Prochiral Trifluoromethylated Substrates. *Chemical Reviews* [online]. 2011, **111**(2), 455-529 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1021/cr100166a. ISSN 0009-2665. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/cr100166a>
- OBA, Hirosuke, Keitaro TAWARAY a Tadao WAGATSUMA. Arbuscular mycorrhizal colonization in *Lupinus* and related genera. *Soil Science and Plant Nutrition* [online]. 2001, **47**(4), 685-694 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1080/00380768.2001.10408433. ISSN 0038-0768. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00380768.2001.10408433>
- OBA, Hirosuke, Keitaro TAWARAYA a Tadao WAGATSUMA. Inhibition of pre-symbiotic hyphal growth of arbuscular mycorrhizal fungus *Gigaspora margarita* by root exudates of *Lupinus* spp. *Soil Science and Plant Nutrition* [online]. 2002, **48**(1), 117-120 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1080/00380768.2002.10409180. ISSN 0038-0768. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00380768.2002.10409180>
- PAWLOWSKA, T. E. a I. CHARVAT. Heavy-Metal Stress and Developmental Patterns of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Applied and Environmental Microbiology* [online]. 2004, **70**(11), 6643-6649 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1128/AEM.70.11.6643-6649.2004. ISSN 0099-2240. Dostupné z: <http://aem.asm.org/cgi/doi/10.1128/AEM.70.11.6643-6649.2004>
- PEARSON, V. a D. J. READ. THE BIOLOGY OF MYCORRHIZA IN THE ERICACEAE: I. THE ISOLATION OF THE ENDOPHYTE AND SYNTHESIS OF MYCORRHIZAS IN ASEPTIC CULTURE. *New Phytologist* [online]. 1973, **72**(2), 371-379 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1973.tb02044.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1973.tb02044.x>
- PIERZYNSKI, G. M., M. LAMBERT, B. A. D. HETRICK, D. W. SWEENEY a L. E. ERICKSON. Phytostabilization of Metal Mine Tailings Using Tall Fescue. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* [online]. 2002, **6**(4), 212-217 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1061/(ASCE)1090-025X(2002)6:4(212). ISSN 1090-025x. Dostupné z: <http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%291090-025X%282002%296%3A4%28212%29>
- PITERKOVÁ, Jana, et al. Oxidativní stres: Lokalizace tvorby aktivních forem kyslíku a jejich degradace v rostlinném organismu. *Chem. Listy*, 2005, 99: 455-466.

- PRASAD, Anantha M., Louis R. IVERSON a Andy LIAW. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems* [online]. 2006, **9**(2), 181-199 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s10021-005-0054-1. ISSN 1432-9840. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10021-005-0054-1>
- PROCHÁZKA, Stanislav. *Fyziologie rostlin*. Praha: Academia, 1998. ISBN 80-200-0586-2.
- RYSZKA, Przemysław a Katarzyna TURNAU. Arbuscular mycorrhiza of introduced and native grasses colonizing zinc wastes: implications for restoration practices. *Plant and Soil* [online]. 2007-9-12, **298**(1-2), 219-229 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s11104-007-9356-8. ISSN 0032-079x. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s11104-007-9356-8>
- SALEHI A., Effect of mycorrhizal inoculation on black and white poplar in a lead-polluted soil. *Journal of forest science*, 62, 2016, (5): 223-228. DOI: 10.17221/23/2016-JFS
- SHALABY, Ahamed M. Responses of arbuscular mycorrhizal fungal spores isolated from heavy metal-polluted and unpolluted soil to Zn, Cd, Pb and their interactions in vitro. *Pak J Biol Sci*, 2003, 6.16: 1416-1422.
- SHARPLES, J. M., A. A. MEHARG, S. M. CHAMBERS a J. W. G. CAIRNEY. Arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *New Phytologist* [online]. 2001, **151**(1), 265-270 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2001.00146.x. ISSN 0028646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1469-8137.2001.00146.x>
- SCHAT, H.; VERKLEIJ, J. A. C. Biological interactions: the role for nonwoody plants in phytoremediation: possibilities to exploit adaptive heavy metal tolerance. *Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation*. Berlin: Springer, 1998, 51-63.
- SCHNOOR, Jerald L., Louis A. LIGHT, Steven C. MCCUTCHEON, N. Lee WOLFE a Laura H. CARREIA. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology* [online]. 1995, **29**(7), 318A-323A [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1021/es00007a002. ISSN 0013-936x. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00007a002>
- SMITH, Sally E. a David J. READ. *Mycorrhizal symbiosis*. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier/Academic Press, 2008. ISBN 0-12-370526-6.

- SMRČEK, Stanislav. *Fytoremediace - metoda dekontaminace půd a vod znečištěných organickými látkami, kovy a radionuklidy: Phytoremediation - a method of soil and water decontamination from organic pollutants, metals, and radionuclides*. V Praze: České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, 2003. ISBN 80-01-02845-3
- STRIBLEY, D. P. a D. J. READ. THE BIOLOGY OF MYCORRHIZA IN THE ERICACEAE IV. THE EFFECT OF MYCORRHIZAL INFECTION ON UPTAKE OF ¹⁵N FROM LABELLED SOIL BY VACCINIUM MACROCARPON AIT. *New Phytologist* [online]. 1974, **73**(6), 1149-1155 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1974.tb02144.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1974.tb02144.x>
- STRIBLEY, D. P. a D. J. READ. THE BIOLOGY OF MYCORRHIZA IN THE ERICACEAE. VII. THE RELATIONSHIP BETWEEN MYCORRHIZAL INFECTION AND THE CAPACITY TO UTILIZE SIMPLE AND COMPLEX ORGANIC NITROGEN SOURCES. *New Phytologist* [online]. 1980, **86**(4), 365-371 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1980.tb01677.x. ISSN 0028-646x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1469-8137.1980.tb01677.x>
- TENEBERG, S., H. MILLER-PODRAZA, H. C. LAMPERT, D. J. EVANS, D. G. EVANS, D. DANIELSSON a K.-A. KARLSSON. Carbohydrate Binding Specificity of the Neutrophil-activating Protein of Helicobacter pylori. *Journal of Biological Chemistry* [online]. 1997, **272**(30), 19067-19071 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1074/jbc.272.30.19067. ISSN 0021-9258. Dostupné z: <http://www.jbc.org/cgi/doi/10.1074/jbc.272.30.19067>
- THANGADURAI, Devarajan, Carlos Alberto BUSSO a Mohamed HIJRI, ed. *Mycorrhizal biotechnology*. Enfield: Science Publishers, 2010. ISBN 978-1-57808-691-7.
- TICHÝ, Milan, Václav BOREK-DOHALSKÝ, Marián RUCKI, Josef REITMAJER a Ladislav FELTL. Risk assessment of mixtures: possibility of prediction of interaction between chemicals. *International Archives of Occupational and Environmental Health* [online]. 2002-7-1, **75**, 133-136 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s00420-002-0354-0. ISSN 0340-0131. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s00420-002-0354-0>
- TLUSTOŠ, Pavel, Jiřina SZÁKOVÁ, Alena STÁRKOVÁ a Daniela PAVLÍKOVÁ. A comparison of sequential extraction procedures for fractionation of arsenic,

- cadmium, lead, and zinc in soil. *Open Chemistry* [online]. 2005-01-1, **3**(4), - [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.2478/BF02475207. ISSN 2391-5420. Dostupné z: <http://www.degruyter.com/view/j/chem.2005.3.issue-4/BF02475207/bf02475207.xml>
- TROFAST, J. a B. WICKBERG. Mycorrhizin a and chloromycorrhizin a, two antibiotics from a mycorrhizal fungus of *monotropa hypopitys* L. *Tetrahedron* [online]. 1977, **33**(8), 875-879 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1016/0040-4020(77)80038-0. ISSN 00404020. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0040402077800380>
- TURNAU, Katarzyna, Elzbieta ORLOWSKA, Przemyslaw RYSZKA, Szymon ZUBEK, Teresa ANIELSKA, Stefan GAWRONSKI a Anna JURKIEWICZ. ROLE OF MYCORRHIZAL FUNGI IN PHYTOREMEDIATION AND TOXICITY MONITORING OF HEAVY METAL RICH INDUSTRIAL WASTES IN SOUTHERN POLAND. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation* [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2006, s. 533 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/978-1-4020-4728-2_35. ISBN 978-1-4020-4726-8. Dostupné z: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4020-4728-2_35
- VAN LEERDAM, D. M., P. A. WILLIAMS a J. W. G. CAIRNEY. *Australian Journal of Botany* [online]. **49**(1), 75- [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1071/BT00029. ISSN 00671924. Dostupné z: <http://www.publish.csiro.au/journals/abstractHTML.cfm?J=BT&V=49&I=1&F=BT00029abs.XML>
- VERRET, Frédéric, Antoine GRAVOT, Pascaline AUROY, Nathalie LEONHARDT, Pascale DAVID, Laurent NUSSAUME, Alain VAVASSEUR a Pierre RICHAUD. Overexpression of AtHMA4 enhances root-to-shoot translocation of zinc and cadmium and plant metal tolerance. *FEBS Letters* [online]. 2004, **576**(3), 306-312 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/j.febslet.2004.09.023. ISSN 00145793. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1016/j.febslet.2004.09.023>
- VIERHEILIG, Horst, Michael KNOBLAUCH, Katja JUERGENSEN, Aart JE VAN BEL, Florian MW GRUNDLER a Yves PICHE. Imaging arbuscular mycorrhizal structures in living roots of *Nicotiana tabacum* by light, epifluorescence, and confocal laser scanning microscopy. *Canadian Journal of Botany* [online]. 2001, **79**(2), 231-237 [cit. 2017-04-30]. DOI: 10.1139/b00-156. ISSN 0008-4026. Dostupné z: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/b00-156>

- WERNER, Dietrich. *Symbiosis of plants and microbes*. London: Chapman & Hall, 1992. ISBN 978-0-412-36230-9.
- WHITTAKER, Shane P.; CAIRNEY, John WG. Influence of amino acids on biomass production by ericoid mycorrhizal endophytes from *Woollsia pungens* (Epacridaceae). *Mycological Research*, 2001, 105.1: 105-111.
- YU, Trevor, Keith EGGER a Larry PETERSON. Ectendomycorrhizal associations - characteristics and functions. *Mycorrhiza* [online]. 2001-9-1, 11(4), 167-177 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1007/s005720100110. ISSN 0940-6360. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s005720100110>
- ZAK, B. Ectendomycorrhiza of Pacific madrone (*Arbutus menziesii*). *Transactions of the British Mycological Society*, 1974, 62.1: 202IN15-204IN16.
- ZENK, Meinhard H. Heavy metal detoxification in higher plants - a review. *Gene* [online]. 1996, 179(1), 21-30 [cit. 2017-05-01]. DOI: 10.1016/S0378-1119(96)00422-2. ISSN 03781119. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378111996004222>

Internetové zdroje

- BOTANY.cz *BOTANY.cz – Zajímavosti ze světa rostlin* [online]. Copyright © [cit. 27.4.2017]. Dostupné z: <http://botany.cz/cs/>
- Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita* [online]. Dostupné z: <http://www.sci.muni.cz/botany/mycology/mykolog.htm>
- Taxonomic three of plants and animals with photos | BioLib.cz. *Taxonomic three of plants and animals with photos / BioLib.cz* [online]. Copyright © [cit. 27.4.2017]. Dostupné z: <http://biolib.cz/>
- Mycobank Database. *Mycobank Database* [online] Copyright © 2016 International Mycological Association [cit. 27.4.2017] Dostupné z: <http://www.mycobank.org/defaultinfo.aspx?Page=Home>

7. Přílohy

Příloha I Latinsko-český slovník rodových a druhových názvů uvedených organismů

Latinský název	Český název
<i>Aglaonema sp.</i> Schott	<i>nemá</i>
<i>Allotropha</i> Diakonoff	<i>nemá</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i> L.	huseníček rolní
<i>Brassica napus</i> L.	řepka olejka
<i>Calluna vulgaris</i> L.	vřes obecný
<i>Claroidoglomus etunicatum</i> Walker & Schüßler	<i>viz glomus etunicatum</i>
<i>Cucumis sativus</i> L.	okurka setá
<i>Cucurbita pepo</i> L.	tykev obecná
<i>Cucurbita pepo var. giromontiina</i>	tykev obecná cuketa
<i>Dactylis glomerata</i> L.	srha laločnatá
<i>Deschampsia caespitosa</i> L.	metlice trsnatá
<i>Dracaena fragrans</i> L.	dračinec vonný
<i>Epipremnum sp.</i> L.	šplhavnice zlatá
<i>Festuca rubra</i> L.	kostrava červená
<i>Glomus etunicatum</i> Becker & Gerd	<i>nemá</i>
<i>Glomus intaradices</i> Schenck & Sm.	<i>nemá</i>
<i>Glomus sp.</i>	<i>nemá</i>
<i>Hemitomes sp.</i> Gray.	<i>nemá</i>
<i>Heterobasidium annosum</i> Breff.	kořenovník vrstevnatý
<i>Hymenoscyphus ericae</i> Read	voskovička vřesovcová
<i>Chlorophytum elatum</i> Aiton	zelenec vytáhlý
<i>Chlorophytum sp.</i> Gawl.	zelenec
<i>Iris sp.</i> L.	kosatec
<i>Lactuca sativa</i> L.	locika setá
<i>Larix occidentalis</i> Nutt.	modřín západoamerický
<i>Larix kaempferi</i> Lamb.	modřín japonský
<i>Lupinus sp.</i> L.	vlčí bob
<i>Medicago sativa</i> L.	medyněk vlnatý
<i>Monotropastrum</i> Andreas	<i>nemá</i>
<i>Monotropa hypopitys</i> L.	hnilák smrkový
<i>Monotropis</i> Schwein. & Elliot	<i>nemá</i>
<i>Nicotiana sp.</i> L.	tabák
<i>Panicum virgatum</i> L.	proso prutnaté
<i>Phylodendron scandens</i> Koch & Sello	filodendron
<i>Pinus sp.</i> L.	borovice
<i>Pityopus sp.</i> Small	<i>nemá</i>
<i>Pleuricospora</i> Gray	<i>nemá</i>
<i>Populus alba</i> L.	topol bílý
<i>Populus nigra</i> L.	topol černý
<i>Populus sp.</i> L.	topol
<i>Populus deltoides</i> Marsh.	topol kosníkovitý
<i>Rhizophagus irregularis</i> Walker & Schüßler	<i>viz glomus itaradicens</i>
<i>Sansevieria trifasciata</i> Prain	tenura trojžilná
<i>Sarcodes sp.</i> Torr.	<i>nemá</i>
<i>Shorea parvifolia</i> Dyer	pětikřídlec malolistý
<i>Sinapsis alba</i> L.	hořčice setá

<i>Spatiphyllum x clevelandii</i> Regel	lopatkovec
<i>Spinacia oleracea</i> L.	špenát setý
<i>Suillus bovinus</i> Pers.	klouzek kravský
<i>Triticum sp</i> L.	pšenice
<i>Tuberaria guttata</i> L.	<i>nemá</i>
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll. Arg.	<i>nemá</i>
<i>Vaccinium macrocarpon</i> Ait.	klikva velkoplodá
<i>Vaccinium sp.</i> L.	brusnice
<i>Wollemia nobilis</i> Jones, Hill & Allen	wollemie vznešená
<i>Zea sp.</i> L.	kukuřice

Příloha II - Latinsko-český slovník uvedených vyšších taxonomických zařazení

Název latinsky	Název česky
<i>Angiospermae</i>	krytosemenné rostliny
<i>Ascomycota</i>	vřeckovýtrusné
<i>Basidiomycota</i>	stopkovýtrusné
<i>Brassicaceae</i>	brukvovité
<i>Briophyta</i>	mechorosty
<i>Caryophyllaceae</i>	hvozdíkovité
<i>Epacridaceae</i>	<i>nemá</i>
<i>Ericaceae</i>	vřesovcovité
<i>Ericales</i>	vřesovcotvaré
<i>Glomeromycota</i>	arbuskulární mykorhizní
	houby
<i>Gymnospermae</i>	nahosemenné rostliny
<i>Chenopodiaceae</i>	merlíkovité
<i>Marchantiophyta</i>	játrovky
<i>Monotropoideae</i>	<i>nemá</i>
<i>Orchidaceae</i>	vstavačovité
<i>Orchidales</i>	<i>nemá</i>
<i>Pteridophyta</i>	kaprad'orosty
<i>Salicaceae</i>	vrbovité
<i>Tracheophyta</i>	cévnaté rostliny
