



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

KONTAMINACE ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ TĚŽEBNÍCH OBLASTÍ A MOŽNOSTI JEJICH FYTOREMEDIACE

ENVIRONMENTAL CONTAMINATION OF MINING AREAS AND THE POSSIBILITIES OF THEIR
PHYTOREMEDIATION

TEZE DIZERTAČNÍ PRÁCE

SUMMARY OF DOCTORAL THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Ing. Václav Pecina

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.

BRNO 2022

ABSTRAKT

Znečištění životního prostředí těžkými kovy je globálním problémem eskalujícím v oblastech s těžbou nerostných surovin. Hledání řešení tohoto problému je předmětem výzkumu posledních dekád. Tato práce je koncipována jako soubor čtyř případových studií zaměřených na znečištění životního prostředí těžebních oblastí a fytořemediaci znečištěných půd. Závěry všech čtyř studií jsou diskutovány v kontextu situace v Mongolsku, kde je řešení této problematiky v iniciálním stádiu. Výsledky šetření znečištění životního prostředí těžebních oblastí ukázaly (I) nevhodnost transformace důlně-úpravárenského závodu a haldy v Příbrami na lesopark s ohledem na přetrvávající silné znečištění půdy těžkými kovy (As, Cd, Pb a Zn) znamenající potenciální zdravotní rizika pro návštěvníky a inhibici sazenic stromů i po realizaci rekultivačního projektu a (II) nízkou úroveň znečištění půdy těžebních oblastí v Mongolsku bez předpokládaných rizik pro obyvatele. Výsledky fytořemediačních studií potvrdily potenciál *Lupinus luteus* L. a *Festuca rubra* L. v kombinaci se specifickými aditivami (zejména biouhlem z vrbové štěpky, popelu z drůbežního peří a chalcedonitem) pro asistovanou fytostabilizaci znečištěných půd, příslušně pro Cd, Cr, Cu, Ni a Zn a Cr(VI), a tedy i potenciál pro využití při fytořemediaci půd v těžebních oblastech znečištěných těžkými kovy. S ohledem na nekontrolovanou pastvu v Mongolsku je pro snížení rizik šíření kontaminace a intoxikace nejen hospodářských zvířat nezbytná fytostabilizace hald a jejich znepřístupnění. Perspektivním druhem pro fytořemediaci v Mongolsku může být *Larix sibirica* Ledeb.; vhodným typem managementu těžebních odpadů asistovaná fytostabilizace s využitím potenciálně dostupného hnoje a štěpky. Budoucí výzkum by měl realizovat experimenty s identifikovanými druhy rostlin a aditivami a nalézt další vhodné lokální druhy schopné vytvořit souvislý vegetační pokryv.

KLÍČOVÁ SLOVA

znečištění, těžké kovy, půda, těžba, fytostabilizace, Mongolsko, hodnocení zdravotního rizika

ABSTRACT

Environmental pollution with heavy metals is a global problem escalating in areas with mining. The search for solutions to this problem has been the subject of research for the past decades. This work is conceived as a set of four case studies focused on environmental pollution of mining areas and phytoremediation of polluted soils. The conclusions of all four studies are discussed in the context of the situation in Mongolia, where the investigation of this issue is at an initial stage. The results of the environmental pollution investigation in the mining areas showed (I) the unsuitability of the transformation of the mining-processing plant and the adjacent heap in Příbram into a forest park due to the persistent heavy pollution of the soil with the heavy metals (As, Cd, Pb and Zn) causing potential health risks for visitors and inhibition of the tree seedlings even after the implementation of the reclamation project and (II) the low level of soil pollution of the mining areas in Mongolia with no expected risks to the local population. The results of the phytoremediation studies confirmed the potential of *Lupinus luteus* L. and *Festuca rubra* L. in combination with specific additives (mainly biochar from willow chips, poultry feather ash and chalcidonite, respectively) for aided phytostabilization of soils polluted with Cd, Cr, Cu, Ni and Zn, and Cr(VI), respectively, and thus the potential for use in phytoremediation of heavy metal-polluted soils in mining areas. Regarding uncontrolled grazing in Mongolia, phytostabilization of heaps and making them inaccessible is necessary to reduce the risks of spreading contamination and intoxication not only of livestock. A promising species for phytoremediation in Mongolia may be *Larix sibirica* Ledeb.; a suitable type of mining waste management aided phytostabilization focusing on the use of potentially available manure and wood chips. Future research should implement experiments with identified plant species and additives and find other suitable local species capable of creating a continuous vegetation cover.

KEYWORDS

pollution, heavy metals, soil, mining, phytostabilization, Mongolia, health risk assessment

OBSAH

1. ÚVOD	5
2. TEORETICKÁ ČÁST	6
2.1 Těžba a kontaminace životního prostředí	6
2.2 Migrace těžkých kovů v životním prostředí	7
2.3 Transfer těžkých kovů v potravním řetězci	8
2.4 Fytoremediace	9
3. MATERIÁL A METODIKA	11
4. VÝSLEDKY A DISKUZE	12
4.1 Znečištění půd v městech s těžbou uhlí a související zdravotní rizika	12
4.2 Perspektiva fytoremediace v Mongolsku	13
5. ZÁVĚR	20
6. SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	21
7. CURICULUM VITAE	27

1. ÚVOD

Práce se zaměřuje na kontaminaci životního prostředí těžkými kovy z těžby nerostných surovin a možnosti fytořemediace takto postižených oblastí. Znečištění životního prostředí těžkými kovy je globálním problémem, který eskaluje právě v oblastech s těžbou, kde představuje kritický faktor ohrožující zdraví obyvatel i dalších živých složek životního prostředí. Hledání řešení tohoto problému je významným předmětem výzkumu posledních dekád.

Tato práce je koncipována jako soubor čtyř případových studií zaměřených na danou problematiku: dvě studie jsou věnovány tématu znečištění životního prostředí těžebních oblastí a dvě fytořemediaci znečištěných půd. Pro větší přesah a širší environmentální i sociální přínos bylo jako nosné téma diskuze této práce vybráno hodnocení situace v Mongolsku, kde je řešení této problematiky teprve na počátku. Výsledky všech čtyř studií jsou proto diskutovány v kontextu situace v Mongolsku.

Těžební průmysl je pro Mongolsko základním pilířem hospodářského sektoru a mezi jeho nejvýznamnější komodity patří drahé kovy a uhlí. I přes významná environmentální a zdravotní rizika související s těžbou ale v této 18. největší zemi světa prakticky neexistují preventivní a nápravná opatření proti kontaminaci a doprovodný monitoring životního prostředí. Absence těchto mechanismů, které by napomohly ochraně prostředí a udržení nezávadnosti vodních zdrojů, které jsou v těchto podmínkách aridního klimatu kritické pro existenci života, představuje závažnou hrozbu. Navazujícím dílčím cílem této práce je proto zhodnocení kontaminace půd vybraných těžebních oblastí Mongolska a dosavadního povědomí o znečištění půdy na národní úrovni.

Aktivní revitalizace těžbou kontaminovaného životního prostředí je typická zejména pro rozvinutější země Evropy nebo Severní Ameriky. Jednou ze stále častěji praktikovaných metod je fytořemediace, která má vzhledem ke své nižší finanční náročnosti oproti konvenčním technickým a chemickým dekontaminačním postupům potenciál pro využití po celém světě. Na základě zkušeností s fytořemediací kontaminovaných půd a rekultivačních projektů ze střední Evropy je záměrem práce také zhodnotit možnosti a limity fytořemediace v Mongolsku.

Výsledkem práce je zhodnocení stavu znečištění životního prostředí cílových oblastí těžkými kovy, vyhodnocení souvisejícího rizika představovaného pro člověka, identifikace vhodných druhů a materiálů pro asistovanou fytořemediaci kontaminovaných půd a zhodnocení možnosti realizace a údržby zeleně na těžebních odpadech ve vztahu k těžkým kovům a kulturním specifikům Mongolska.

2. TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Těžba a kontaminace životního prostředí

Těžba nerostných surovin způsobuje úplnou destrukci původních přírodních ekosystémů (Jain et al., 2015), vede k drastickým strukturálním a biologickým změnám (Quadros et al., 2016), a přetváření zemského povrchu spojené s vytvářením hald těžebního odpadu a hlubokými terénními depresiemi fatálně ovlivňuje krajinu jako celek (Szarek-Lukaszewska a Grodzińska, 2007; McIntyre et al., 2016). V souvislosti s těžbou dochází ke změně výšky hladiny podzemní vody a celkovému ovlivnění vodního režimu v krajině (Motyka a Postawa, 2013; Jain et al., 2015; McIntyre et al., 2016). Mimoto těžební aktivity typicky doprovází také zhutnění a eroze půdy, stejně jako nárůst její acidifikace (Quadros et al., 2016).

Další negativní dopady představuje především znečištění životního prostředí spojené přímo s těžebními aktivitami, jako primárním zdrojem znečištění, nebo s těžebním odpadem, jako sekundárním zdrojem znečištění (Mendez a Maier, 2008). Během povrchové těžby dochází ke znečištění ovzduší vlivem emisí prachu a dalších částic uvolňovaných do atmosféry (Jain et al., 2015; Rout et al., 2015; Quadros et al., 2016). Vlivem zvětrávání hlušiny uložené na haldách může docházet ke kontinuální kontaminaci životního prostředí i několik století po ukončení těžby (Stefanowicz et al., 2014).

Globálně nejvíce řešenou problematikou v kontextu kontaminace životního prostředí těžbou nerostných surovin je pravděpodobně znečištění půdy (např. Pandey et al., 2016; Li et al., 2018) a vody (např. McIntyre et al., 2016). Za kritické polutanty jsou považovány zejména těžké kovy (Thorslund et al., 2012), v současné době v odborné literatuře označovány také jako potenciálně toxické prvky, stopové prvky, rizikové prvky nebo pouze (polo)kovy.

Například těžba uhlí, ať už povrchová, nebo podpovrchová, produkuje velký objem hlušiny. V hlušině jsou běžně obsaženy minerály doprovázející uhelné sloje, jako jsou galenit (PbS), clausthalit (PbSe), greenockit (CdS) nebo sfalerit (ZnS). Jejich zvětráváním se mohou uvolňovat významné koncentrace těžkých kovů, které tyto minerály tvoří (Bhuiyan et al., 2010; Li et al., 2018). Samotné uhlí je obohaceno dalšími prvky, zejména bismutem, dále ale také například arzenem, kadmíem a rtutí (Rout et al., 2013). Při těžbě drahých nebo těžkých kovů je riziko kontaminace životního prostředí těžkými kovy, ať už při těžbě, zvětrávání hlušiny nebo zpracování rudy, ještě významnější (Ettler et al., 2006; Mihaljevič et al., 2006; Stefanowicz et al., 2014).

Dalším rizikovým kontaminačním faktorem spojovaným s těžbou nerostných surovin je transport vytěženého materiálu. Během něj je produkováno enormní množství suspendovaných

částic, které mohou přispívat k šíření znečištění (Rout et al., 2015; Tang et al., 2017). V případě uhlí jsou potenciálně toxické látky zahrnující těžké kovy dále uvolňovány i jeho spalováním, a tak je i jeho finální využívání považováno za významný zdroj znečištění (Batjargal et al., 2010; Chung a Chon, 2014; Pandey et al., 2016). S těžbou uhlí a jeho spalováním jsou přímo spojovány například Pb, As, Hg, Co, Cu, Cr a Ni (Rout et al., 2015; Liang et al., 2017; Tang et al., 2017).

Těžké kovy se v životním prostředí vyskytují přirozeně a řada z nich je esenciální pro život mnoha organismů. Mezi tyto esenciální těžké kovy patří například Cr, Cu, Mn, Ni a Zn (Nagajyoti et al., 2010). V nadměrných koncentracích mají ale i tyto potřebné prvky toxické účinky (Gall et al., 2015). Za rizikovější jsou, nicméně, považovány neesenciální těžké kovy, jako například As, Cd, Hg a Pb (Qadir et al., 2005), které jsou vysoce toxické i při nízkých koncentracích (Wu et al., 2016). Kromě potenciální toxicity představují jeden z nejvýznamnějších problémů znečištění životního prostředí také díky své perzistenci a snadné bioakumulaci (Gall et al., 2015; Wu et al., 2016; Tang et al., 2018). Mezi nejčastěji sledované těžké kovy v rámci vědeckých studií patří Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn, méně často se objevují také například As, Co, Fe, Hg a Mn. Těžké kovy mohou být v případě biodostupnosti v prostředí absorbovány rostlinami a houbami nebo přímo přijímány zvířaty a člověkem, případně jsou přijímány v rámci potravních řetězců (Ali et al., 2013; Gall et al., 2015; Wu et al., 2016; Li et al., 2018).

V oblastech s těžbou černého uhlí se udává jako hlavní riziko zejména vystavení emisím kontaminovaného prachu (Rout et al., 2015). V oblastech s těžbou a zpracováním rud je vzhledem ke komplexnímu znečištění životního prostředí věnována pozornost obvykle všem jeho složkám s ohledem na riziko kontaminace zdrojů vody nebo zemědělských produktů. V dlouhodobém horizontu může riziko představovat především kontinuální příjem těžkých kovů vlivem jejich vysoké koncentrace v prostředí, který může vést k řadě negativních dopadů na lidské zdraví (Gall et al., 2015; Wu et al., 2016). Ty zahrnují například poškození centrální a periferní nervové soustavy, poškození jater, ledvin, plic a mohou vést až k úmrtí intoxikovaného člověka (Rout et al., 2013). Některé kovy, jako například As, Cd, Cr, Hg, Ni a Pb, jsou uvažovanými nebo prokázanými karcinogeny (Koedrith et al., 2013).

2.2 Migrace těžkých kovů v životním prostředí

Zvýšený obsah těžkých kovů v prostředí lokalit s těžbou uhlí nebo rud byl zaznamenán celou řadou studií (např. Rout et al., 2015; Cheng et al., 2017; Tang et al., 2018). Těžba těchto nerostných surovin může způsobit velkoplošné znečištění těžkými kovy a zasáhnout tím městské oblasti, zemědělskou i lesní půdu, a to jak v bezprostředním okolí dolů, tak

v regionálním měřítku, především prostřednictvím atmosférické depozice (Liang et al., 2017; Pecina et al., 2022). Těžbou emitované pevné částice představují základní médium pro disperzi polutantů v dotčených oblastech (Rout et al., 2013). Resuspenzí se kontaminované prachové a další částice mohou uvolňovat také z hald těžebního odpadu a dál se šířit přirozeně atmosférickým prouděním nebo uměle prostřednictvím dopravy (Tang et al., 2017).

Disperze větrem nicméně není jediný způsob šíření znečištění z těžby. Výše zmíněné haldy fungují jako lokální bodový zdroj znečištění, který může v dlouhodobém měřítku představovat významné riziko. Synergické působení vody, slunečního záření, tepla, mikroorganismů a vegetace vede ke zvětrávání těžebního odpadu a promývání hald dešťovými srážkami ke kontinuálnímu uvolňování těžkých kovů do půdy (Li et al., 2018). Na výsledný obsah těžkých kovů v půdě a jejich další šíření má vliv celá řada faktorů. Do souvislosti jsou dávány zejména s organickou hmotou, kde jsou vázány na huminové látky, nebo s jílovými minerály (Gall et al., 2015; Tang et al., 2018). V kontextu toxicity pro živé organismy není důležitý ale jen samotný obsah těžkých kovů v půdě, ale také jejich biologická dostupnost, která závisí na dalších chemických, fyzikálních a biologických faktorech (Ernst, 1996; Tang et al., 2018). Jako jeden z nejdůležitějších faktorů je udáváno převládající pH (Wong, 2003).

Výše zmíněná těžbou indukovaná acidifikace prostředí definovaná převládajícím kyselým pH je jedním z často zkoumaných problémů dávaných do souvislosti s těžkými kovy a jejich migrací. Kyselé prostředí běžné při těžbě s přítomností pyritu (FeS_2) a dalších sulfidů (Bhuiyan et al., 2010) stimuluje rozpouštění dalších přítomných minerálů a umožňuje tak vysokou migraci uvolněných prvků, a tedy i těžkých kovů, v prostředí (Thorslund et al., 2012).

Na rozdíl od většiny dalších kontaminantů nejsou těžké kovy biologicky rozložitelné, mohou pouze změnit svou chemickou formu a v půdě díky své perzistenci mají potenciál přetrvat a působit velmi dlouho (Ali et al., 2013; Wu et al., 2016; Cheng et al., 2017). V závislosti na výše zmíněných faktorech se mění jejich chemická speciace, mobilita a biodostupnost, které ovlivňují jejich rizikovost a toxicitu (Batjargal et al., 2010; Gall et al., 2015). Největší riziko představuje výměnná frakce, která je biologicky dostupná. Dále jsou tvořeny frakce oxidů Fe a Mn, uhličitanová frakce a frakce organické hmoty, které jsou potenciálně biologicky dostupné. Nejmenší riziko představuje zbytková frakce, která není biologicky dostupná (Batjargal et al., 2010; Tang et al., 2018).

2.3 Transfer těžkých kovů v potravním řetězci

Těžké kovy z antropogenních zdrojů vstupují do půd a podzemních vod. V biologicky dostupné formě mohou snadno vstupovat do živých organismů, načež se dál šíří v rámci potravních

řetězců s potenciálem negativně ovlivňovat biotu (Ali et al., 2013; Stefanowicz et al., 2014; Gall et al., 2015). Toto zjištění vyvolalo celosvětově rostoucí zájem veřejnosti o problematiku zdravotních rizik představovaných znečištěním potravin, především zemědělských produktů a ryb (Cheng et al., 2017) nebo hub (Komárek et al., 2007; Pecina et al., 2022). Tento zájem je reflektován rostoucím množstvím studií, které se zabývají touto tematikou, zejména v kontextu těžkých kovů v půdě, sedimentech a vodě těžebních oblastí, které jsou kontaminaci silně exponovány a zároveň bývají součástí zemědělské produkce (Rout et al., 2013; Sarwar et al., 2017; Tang et al., 2017). Pochopení transferů těžkých kovů v rámci potravních řetězců je zásadní pro zhodnocení jejich ekotoxikologických rizik a vyhodnocení jejich potenciálních rizik pro člověka (Liu et al., 2019).

Těžké kovy přítomné v půdě jsou přijímány rostlinami, skrze které se stávají dostupnými pro bezobratlé živočichy a spásáče (Gall et al., 2015). Prostřednictvím přenosu v potravním řetězci pak mohou být akumulovány až v člověku (Wu et al., 2016; Liu et al., 2019). Rostoucí riziko představuje biomagnifikace (Ali et al., 2013; Liu et al., 2019). Intoxikace savců probíhá především prostřednictvím požívání kontaminované rostlinné potravy, případně také půdy nebo vody. Míra akumulace těžkých kovů v jejich tělech závisí na vlastnostech jednotlivých prvků a jejich obsahu ve vegetaci a půdě, věku zvířete a na tom, jak rychle projde daný kov gastrointestinálním traktem (Gall et al., 2015; Liu et al., 2019).

Potrava a voda jsou nejběžnějšími zdroji příjmu těžkých kovů u člověka, a to především proto, že jsou zemědělské plodiny často pěstované na znečištěných půdách (Gall et al., 2015). Kromě příjmu těžkých kovů ingescí dochází ale také k příjmu skrze inhalaci a dermální absorpci (Luo et al., 2012), například prostřednictvím prachu (Tang et al., 2017) nebo styku s kontaminovanou půdou.

2.4 Fytoremediace

Na silně znečištěných půdách může toxicita těžkých kovů dosáhnout takové úrovně, že neumožňuje růst rostlin v takovém rozsahu, aby vytvořily souvislý půdní pokryv (Mendez a Maier, 2008). To zvyšuje hrozbu eroze a odnosu kontaminovaných částic. Znečištění půdy kromě rostlin negativně ovlivňuje také počet, diverzitu a aktivitu půdních organismů (Frey et al., 2006), inhibuje rozklad organické hmoty a také mineralizační procesy v půdě (Wong, 2003), což má vliv na mobilitu těžkých kovů. Synergické působení těchto faktorů, které se vzájemně ovlivňují, může následně přispět k šíření kontaminantů z těžebních oblastí do okolního prostředí. Z tohoto důvodu je nezbytné hledat řešení, která omezí možná rizika pro ekosystémy a člověka.

Toxicita těžkých kovů je druhově specifická (Barbafieri et al., 2011; Gall et al., 2015). Některé organismy jsou adaptovány na vysoký obsah těžkých kovů ve svém těle. Například rostlinné metalofyty dokáží růst v podmínkách s extrémně vysokou zátěží těžkými kovy v půdě díky evolučně dané adaptaci na přirozeně vysoké obsahy kovů v prostředí (Whiting et al., 2004). Některé z nich mají dokonce schopnost hyperakumulace specifických kovů (Mendez a Maier, 2008; Gall et al., 2015; Mahar et al., 2016). Právě tyto rostlinné druhy mohou hrát významnou roli při rekultivaci oblastí postižených těžbou prostřednictvím fytořemediace.

Fytořemediace je ekologický a nákladově efektivní typ managementu krajiny sloužící k řízení problematiky znečištění životního prostředí pomocí rostlin (Sharma et al., 2021). Jiní autoři definují fytořemediaci také jako obnovu ekosystémů nebo jejich jednotlivých složek kontaminovaných těžkými kovy pomocí bylin a dřevin (Gorelova a Frontasyeva, 2017). Při fytořemediaci se využívá potenciálu rostlinných druhů absorbovat a akumulovat těžké kovy z půdy, případně na ně působit tak, aby došlo k minimalizaci jejich toxických rizik pro další živé složky životního prostředí (Ernst, 1996; Mendez a Maier, 2008; Barbafieri et al., 2011; Sarwar et al., 2017). Během tohoto procesu rostliny využívají především svůj vlastní metabolismus a doprovází jej interakce mezi kořeny a mikroorganismy (Wei et al., 2021).

Výhody fytořemediace oproti jiným řešením zahrnují například nízkou finanční nákladnost a dobrý estetický projev (Ali et al., 2013; Gall et al., 2015; Sarwar et al., 2017). Zároveň představuje fytořemediace přístup šetrný k životnímu prostředí a možnost udržitelného managementu krajiny (Barbafieri et al., 2011; Sarwar et al., 2017). Výhodou je také to, že se dá využít při řešení znečištění půdy, vody i vzduchu (Wei et al., 2021). Jednou z jejích nevýhod může být časová náročnost potřebná k úplnému obnovení funkčních vlastností půdy (Gorelova a Frontasyeva, 2017). Díky převažujícím pozitivům se fytořemediace jeví jako přijatelná cesta v procesu ozdravování krajiny degradované těžbou nerostných surovin, kterou doprovází znečištění těžkými kovy.

Fytořemediace zahrnuje řadu technik a aplikací, které se liší způsobem působení rostlin na těžké kovy – ty mohou buď odstraňovat, imobilizovat nebo degradovat (Bolan et al., 2011). Nejčastější formy fytořemediace jsou fytořestabilizace nebo fytoextrakce (Mendez a Maier, 2008; Mahar et al., 2016; Korzeniowska a Stanislawska-Glubiak 2019).

3. MATERIÁL A METODIKA

Studované těžební oblasti představují města Shariin Gol, Nalaikh a Baganúr v Mongolsku, pro která je charakteristická těžba uhlí, a lesopark založený na místě bývalého důlně-úpravárenského závodu a těžební haldy v Příbrami v České republice. Problematika fytořemediace je zpracována ve dvou studiích řešících fytořemediaci kontaminovaných půd v kontrolovaných podmínkách skleníku. S ohledem na specifika metodiky odběru vzorků, jejich zpracování a analýz, které se mezi studii značně liší, stejně jako charakteristiky a podmínky experimentů, jsou materiály a metody popsány pouze v dílčích případových studiích přiložených v disertační práci.

4. VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1 Znečištění půd v městech s těžbou uhlí a související zdravotní rizika

Průměrné obsahy Cd, Cu, Pb a Zn ve studovaných mongolských městech charakteristických těžbou uhlí nepřekročily mongolský standard (MNS 5850:2008). Hodnocení IPI_N klasifikovalo všechna tři města jako bezpečná (Tabulka 1) a také hodnocení prostřednictvím zdravotních indexů nenaznačilo potenciální karcinogenní nebo nekarcinogenní rizika pro místní obyvatele. Kontrolní měření obsahů As, Cr, Hg a Ni také nenaznačilo hrozbu znečištění. Prostorová analýza distribuce znečištění neukázala přímou závislost znečištění na pozici dolů. Na základě těchto výsledků je možné vyvodit minimální zasažení půd znečištěním těžbou ve studovaných městech.

Potenciální hrozbu do budoucna může představovat Cd, které překročilo Target value (VROM, 2013) v Baganúru, Nalaikhu i Shariin Golu. Kontaminace nejen tímto prvkem se může souběžně se zvětráváním těžebního odpadu nadále zvyšovat. Předpokladem pro to jsou vyšší obsahy kovů v substrátu na haldách.

Tabulka 1. Hodnocení Nemerovým indexem znečištění (IPI_N).

	Baganúr	Nalaikh	Shariin Gol
Průměr	0,28	0,38	0,65
S.D.	0,10	0,09	1,10
IPI_N			
Min.	0,17	0,22	0,26
Medián	0,26	0,36	0,43
Max.	0,80	0,74	7,49

Na základě literární rešerše byly překvapivě nízké obsahy těžkých kovů také v jiných těžebních oblastech Mongolska, a to nejen ve městech poblíž dolů, ale i v samotných těžebních areálech. Toto zjištění ostře kontrastuje s jinými oblastmi světa, kde těžební průmysl představuje jednu z největších kontaminačních hrozeb (Li et al., 2014). Důvodů pro tuto skutečnost může být hned několik: (I) kontaminační studie se zaměřují na oblasti s nižším rizikem znečištění těžkými kovy, (II) krátká historie těžby, (III) omezené zpracování v místě těžby a (IV) velkoplošná disperze kontaminace větrem.

Ad I) V globálním měřítku se studie na kontaminaci těžbou často zaměřují na rizikovější nerostné suroviny, než je uhlí, které jsou buď přímo těžkými kovy (např. Cu, Pb, Zn; Kapusta et al., 2011; Motyka a Postawa, 2013; Monterroso et al., 2014; Cai et al., 2015), nebo jsou jimi

ve větší míře doprovázeny (např. Au, Ag; Kim et al., 2002; Ettler et al., 2006). Ačkoliv v Mongolsku rovněž probíhá těžba těchto rizikovějších surovin, jako jsou Ag, Pb a Zn (MRPAM, 2020; Surenbaatar et al., 2021), jejich problematice není v doposud publikovaných studiích v Mongolsku věnována patřičná pozornost. V případě těžby Cu a Au ale výsledky ukazují také na působení dalších faktorů, které snižují úroveň kontaminace.

Ad II) Zatímco v jiných zemích s typickým silným znečištěním v těžebních oblastech probíhala těžba a doprovodné zpracovatelské nebo zvětrávací procesy několik století (Ettler et al., 2006; Mihaljevič et al., 2006; Motyka a Postawa, 2013; Stefanowicz et al., 2014), v Mongolsku je těžební průmysl stále mladým sektorem (Lkhasuren et al., 2007). Omezený srážkový úhrn a nízká vlhkost, typické pro aridní Mongolsko (Regdel et al., 2012), spolu se sorpcí prvků na uhelnou hlušinu v případě uhelných dolů, mohou omezit zvětrávání těžebního odpadu a distribuci těžkých kovů do životního prostředí v okolí dolů.

Ad III) Za jednu z největších kontaminačních hrozeb v souvislosti s těžbou nerostných surovin je pokládáno jejich zpracování, jako je například tavení rud (Ettler et al., 2006; Mihaljevič et al., 2006). To ale v Mongolsku probíhá v omezené míře; po těžbě dochází často k přímému exportu vytěžených surovin do zahraničí, zejména do Číny, kde teprve dojde ke zpracování s ohledem na lepší technologické zázemí. To může významně přispívat ke snížení lokální kontaminace.

Ad IV) Pro Mongolsko jsou charakteristické silné větry; větrná eroze ovlivňuje do určité míry až 90 % země (Mandakh et al., 2016). V případě těžby uhlí představuje emitovaný prach základní médium pro šíření polutantů v dotčených oblastech (Rout et al., 2013). Transport větrem tedy může významně ovlivnit disperzi kontaminovaných prachových a dalších částic a (a) vést k velkoplošné disperzi kontaminace, a tím k snížení lokální hrozby představované těžkými kovy, nebo (b) k vytváření hotspotů kontaminace v odlehlých oblastech se zvýšeným rizikem zátěže. Velkoplošné znečištění těžkými kovy prostřednictvím atmosférické depozice spojené s těžbou uhlí zmiňuje například také Liang et al., (2017). Vážnou hrozbu představovanou disperzí větrem zmiňují ale i další autoři studující právě znečištění v Mongolsku (Battogtokh et al., 2014; Kosheleva et al., 2018; Nottebaum et al., 2020). Tento scénář a hrozbu lze proto řadit mezi nejvýznamnější. Možným řešením snížení rizika prašnosti a eolického transportu je fytostabilizace těžebních odpadů.

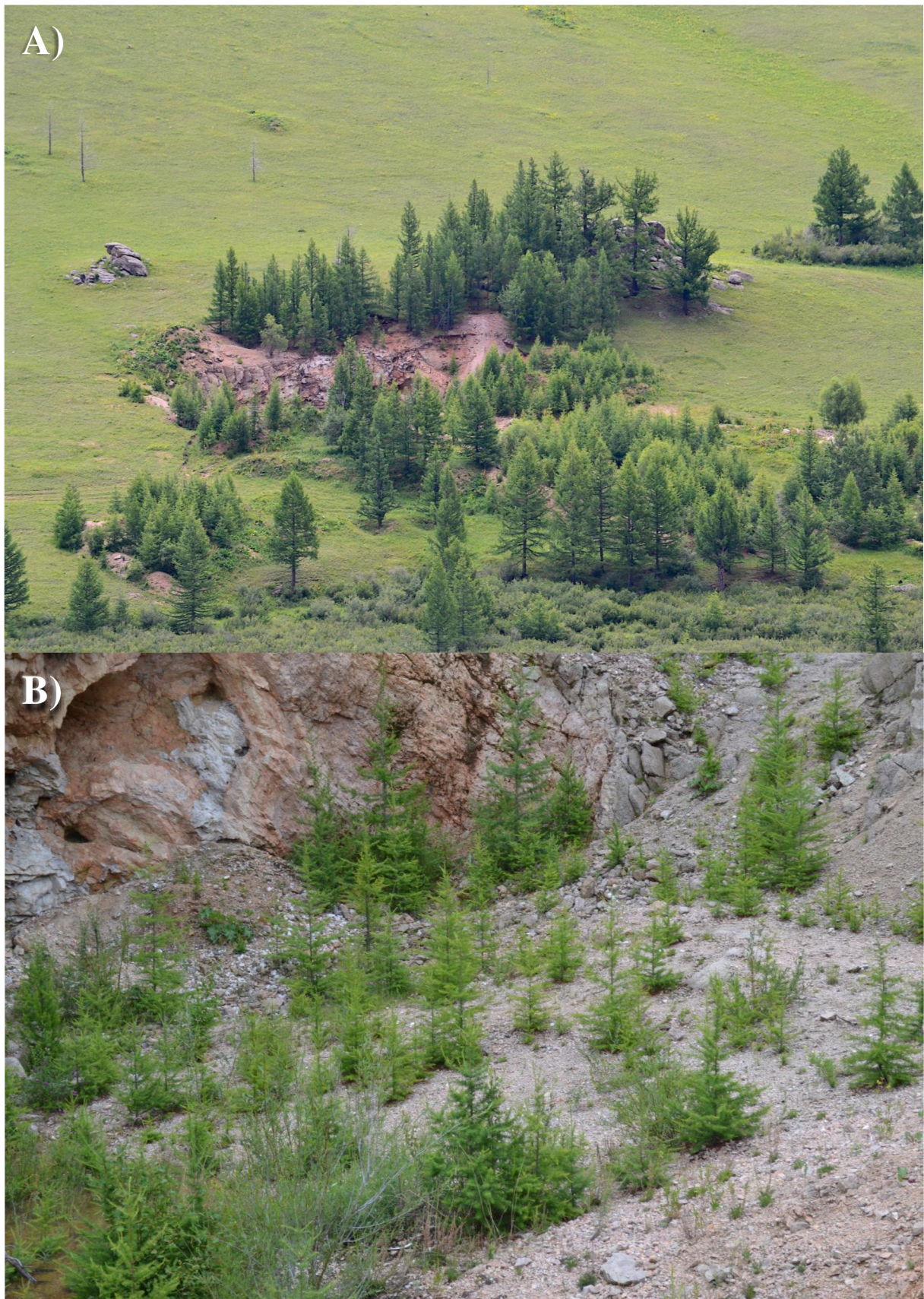
4.2 Perspektiva fytoremediace v Mongolsku

Fytostabilizace jako jedna z fytoremediačních technik může představovat vzhledem ke své nízké technické i finanční náročnosti jednu z dostupných cest rehabilitace těžbou degradované

krajiny a snížení rizik spojených se znečištěným těžebním odpadem i v rozvojových zemích jako je Mongolsko.

Těžební odpad je specifický extrémními podmínkami pro kolonizaci rostlinami, které zahrnují například převládající kyselé pH, nedostatek živin, nevhodnou strukturu substrátu a nestabilitu (Wong, 2003; Alday et al., 2011). V prostředí semiaridního až aridního klimatu Mongolska s nízkým úhrnem srážek (Regdel et al., 2012) a charakteristickými klimatickými extrémy mohou jako doplňující kritický faktor limitující použití fytostabilizace působit také tyto faktory zahrnující sucho a zasolení (Mendez a Maier, 2008). Při studiu těžebních půd z Baganúru například Park et al. (2020) zjistil desertifikační potenciál. Dokonce i v případě městské zeleně je v Mongolsku typické umělé zavlažování pro zajištění úspěšného pěstování a využíváno je často i při zakládání lesa nebo větrolamů v lesostepních a pouštních oblastech. Tyto skutečnosti významně snižují pravděpodobnost úspěšného založení a udržitelného managementu vegetačního krytu na těžebních odpadech.

Doposud realizované studie na těžební odpady v Mongolsku ale naopak ukázaly vysoký potenciál pro ozelenění. V severním Mongolsku byla popsána úspěšná spontánní sukcese prostřednictvím kolonizace odvalů a lomů po těžbě pegmatitů modřínem sibiřským (*Larix sibirica* Ledeb.), a to i na stanovištích přirozeně pokrytých stepí (Juříčka et al., 2016; 2020b). Výsledky naznačují, že růst modřínu sibiřského na těchto extrémních stanovištích na stepi, tedy mimo jeho ekologickou niku, je umožněn zejména kondenzací vzdušné vlhkosti; odvaly a lomy v dané oblasti tedy fungují jako tzv. sběrače rosy. Ačkoliv tato stanoviště umožňují růst a prosperování stromů (Obrázek 1), půdní pokrývnost bylinným patrem je obvykle velmi nízká (Obrázek 1b). Efektivita omezení disperze prachových částic těmito samovolně vzniklými sukcesními nebo případně uměle založenými společenstvy s převahou stromů může proto být značně snížena, a jejich reálný význam v tomto ohledu vyžaduje další výzkum a rozsáhlejší pokusy v terénních podmínkách. Potenciál modřínu může být ale také v jeho využití jako přípravného druhu s ohledem na jeho pionýrskou životní strategii. Pozitivní přínosy ve formě stimulace podmínek pro kolonizaci těžebního substrátu bylinami je možné očekávat už po přibližně pěti letech od založení porostu.



Obrázek 1. A) Porosty modřínu sibiřského (*Larix sibirica* Ledeb.) přirozeně kolonizující bezprostřední okolí lomu ve stepi. B) Nálety modřínu sibiřského dominující na dně lomu s řídkce se vyskytujícími bylinami (Autor fotografie: Ing. Václav Pecina).

Limitujícím faktorem pro využití modřinu sibiřského v mongolských oblastech s těžbou uhlí nebo rud může být jeho potenciální sensitivita na znečištění. Podle některých přístupů jsou jako preferované rostliny pro fytořemediaci v těžebních oblastech vybírány rychle rostoucí stromy s dlouhými kořeny resistantní vůči toxicitě těžkých kovů a suchu (Wei et al., 2021). Riziko znečištění těžkými kovy při těžbě pegmatitů je zanedbatelné, faktor toxicity substrátu odvalů tedy nebrání modřinům v kolonizaci, a pro vyhodnocení naplnění této podmínky jsou předchozí studie (Juřička et al., 2016; 2020b) nedostatečné. Vztah mezi znečištěním těžkými kovy a modřinem byly ale studovány v jiných oblastech. Afanasyeva a Ayushina (2019) jej označují jako druh citlivý na znečištění, vhodný jako bioindikátor. Gorelova a Frontasyeva (2017) ale zmiňují potenciál modřinu pro fytořemediaci vzhledem ke schopnosti akumulovat Fe a Pb, Saltan a Sviatkovskaya (2020) jej dokonce označují jako druh vysoce resistantní vůči znečištění těžkými kovy s potenciálem snášet zvýšené obsahy Fe, Ni a Cu v jehlicích. Tyto výsledky částečně podporují teorii o potenciálu modřinu pro fytořemediaci znečištěných těžebních oblastí v Mongolsku.

Potenciálním řešením problematiky nízkého pokryvu těžebních opadů bylinným patrem může být aplikace organických materiálů, jako jsou například kompost, dřevní štěpka, biouhel nebo hnůj (Mendez a Maier, 2008; Sarwar et al., 2017), nebo jiných materiálů, které by mimo stimulaci růstu rostlin také snížily exponovanost jemných kontaminovaných prachových částic erozivní činnosti větru. Podobné metody asistované fytořestabilizace znečištěných půd již dříve úspěšně testovala například Radziemska et al. (2019) s dolomitem nebo křemelinou. Na základě výsledků se jako vhodná aditiva pro fytořestabilizaci kontaminovaných půd ukázaly také kompost z čistírenských kalů, biouhel z vrbové štěpky nebo popel z drůbežního peří, jejichž aplikace vedla k zvýšení půdního pH a produkci rostlinné biomasy a snížení půdní fytořotoxicity. S ohledem na dostupnost by v Mongolsku mohlo být perspektivní využití hnoje nebo štěpky, ať už surových, nebo dále zpracovaných, které mohou být při aktivním managementu snadno získávány ze zemědělské nebo lesní půdy. Aplikace těchto materiálů má potenciál nejen pro snížení prašnosti, ale také pro zlepšení podmínek substrátu pro vývoj rostlinných společenstev, fytořestabilizaci a pro absorpci těžkých kovů. Současně nabízí řešení pro využití zbytkové dřevní hmoty z lesní těžby, pro kterou se v Mongolsku aktuálně hledá využití, a trusu hospodářských zvířat akumulovaného v zimovištích, která představují dlouhodobou přehlíženou hrozbu kontaminace vodních zdrojů zejména dusíkem.

Pěstování *Lupinus luteus* L. nemá perspektivu pro využití v extrémních mongolských podmínkách s ohledem na ekologii a areál druhu, a tak neumožňuje další využití závěrů této

případové studie. Odlišná je situace v případě *Festuca rubra* L. s ohledem na široký areál druhu, který splňuje rostlinné fytoimediační kritérium lokálního nebo nativního druhu přizpůsobeného místním podmínkám (Whiting et al., 2004; Asgari Lajayer et al., 2019). Potenciální hrozbu vysoké kontaminace půd chromem, kterou indikují studie realizované v blízkosti mongolských koželužen, je možné snížit kombinací pěstování *F. rubra* spolu s aplikací chalcedonitu, který je v Mongolsku poměrně běžnou a dostupnou surovinou.

Fytoremediace znečištěných půd v těžebních oblastech nemusí být vždy vhodným typem managementu. Tzv. „zelená řešení“ realizovaná na místech ekologických zátěžích v urbánních oblastech naopak mohou ještě zvýšit úroveň rizika pro člověka, protože vytvořením atraktivního prostředí pro rekreaci na silně znečištěné půdě dochází k navýšení rizika expozice těžkým kovům. Ačkoliv může být toto riziko významně sníženo volbou vhodných druhů rostlin, doprovodnými inženýrskými řešeními a edukací dotčené společnosti (Wilschut et al., 2013; Rocha et al., 2021), přetrvávajícím rizikovým faktorem je nekontrolovaná pastva hospodářských zvířat, která je v Mongolsku tradičním způsobem obživy (Regdel et al., 2012; McIntyre et al., 2016; Juříčka et al., 2020a).

Konflikt mezi pastevectvím a těžbou nerostných surovin je v Mongolsku vnímán především v přístupu k pastvinám a vodním zdrojům (Suzuki, 2013). Urbanizace v tradičně pasteveckém Mongolsku vede v posledních dekadách ke koncentraci pastvců do městských oblastí (McIntyre et al., 2016; Juříčka et al., 2019). Vzhledem k běžné vazbě měst na doly, jak je tomu také v případě Baganúru, Nalakhu i Shariin Golu, je také vyšší pastevní tlak na vegetaci v okolí dolů. Nedostatečný ochranný a kontrolní management těžebních oblastí umožňuje, že se dobytek pase přímo na nezabezpečených těžebních haldách (Obrázek 2a). To vede k hrozbě intoxikace hospodářských zvířat konzumací rostlin volně rostoucích na těžebním odpadu přijímajících a ukládajících těžké kovy ve výhoncích, listech a dalších rostlinných tkáních a doprovodném požívání kontaminovaného prachu nebo substrátu usazeného na rostlinách. Dalším rizikem je pravidelný pohyb hospodářských zvířat na těchto lokalitách a související narušování sukcesně vznikajícího vegetačního pokryvu a doprovodné zvyšování prašnosti narušováním půdního povrchu a resuspenzí.



Obrázek 2. A) Pastva dobytka pod haldou těžebního odpadu s viditelnými aktivními stezkami dobytka na haldě poblíž města Shariin Gol. B) Napájení drobného dobytka v odkalovací nádrži za ochranným plotem poblíž města Erdenet s Cu-Mo dolem (Autor fotografie: Ing. Václav Pecina).

Riziko intoxikace dobytka a neúspěšné fytostabilizace je nezbytné snížit oplocením rizikových oblastí. Nicméně, ani přítomnost plotů nezaručuje v mongolských podmínkách efektivní eliminaci rizik (Obrázek 2b). Proto je v případě řízené fytostabilizace vhodné vybírat druhy s potenciálem akumulovat těžké kovy pouze v podzemní biomase nebo je neakumulovat vůbec. Výběr takovýchto druhů vyžaduje další rozsáhlý výzkum v lokálních podmínkách. S ohledem na výše zmíněná rizika představuje modřín sibiřský potenciálně silně rizikový druh vzhledem k akumulaci těžkých kovů v nadzemní biomase (Gorelova a Frontasyeva, 2017; Afanasyeva a Ayushina, 2019). Jeho využití při fytostabilizaci hald těžebního odpadu by tedy muselo zahrnovat individuální ochranu před okusem. Součástí ochranných opatření musí být nepřetržitý monitoring a doprovodné vzdělávání pastevců.

5. ZÁVĚR

Výsledky dvou případových studií zaměřených na znečištění životního prostředí těžebních oblastí těžkými kovy ukázaly překvapivé výsledky. Výsledky studie realizované v Příbrami, kde proběhla sanace území bývalého důlně-úpravárenského závodu a haldy a přetvoření na lesopark, poukázaly na silné znečištění půdy těžkými kovy (As, Cd, Pb a Zn), potenciální zdravotní rizika pro návštěvníky parku a toxické působení těžkých kovů (zejména Zn) na sazenice stromů i po realizaci rekultivačního projektu. Závěrem jsou doporučení, jak postupovat v případě podobných projektů na silně znečištěném území. Výsledky terénního výzkumu i rešerše na nedostatečně spravované a zabezpečené těžební oblasti v Mongolsku naproti tomu poukázaly na velmi nízkou úroveň až absenci znečištění půdy bez předpokládaných rizik pro obyvatele zasažených oblastí. Obsahy těžkých kovů (zejména Cd) v substrátu na těžebních haldách, nicméně, naznačují možná budoucí rizika a nutnost zásahu.

Výsledky obou fytoimediačních studií potvrdily potenciál studovaných druhů rostlin v kombinaci se specifickými aditivami pro asistovanou fytostabilizaci znečištěných půd (příslušně pro Cd, Cr, Cu, Ni a Zn a Cr(VI)), a tedy i potenciál pro využití při fytoremediaci půd v těžebních oblastech znečištěných těžkými kovy.

V případě areálu parku v Příbrami i těžebních oblastí v Mongolsku je možné využití fytoremediace specificky aplikované s ohledem na lokální podmínky a situaci. Vzhledem k rizikům spojeným s nekontrolovanou pastvou v Mongolsku je nezbytné oplocení těžebních odpadů a pro snížení rizik intoxikace hospodářských zvířat se zaměřit na fytostabilizaci hald. Perspektivním druhem pro fytoremediaci v Mongolsku může být modřín sibiřský, který má potenciál fungovat jako přípravná dřevina. Jeho význam pro formování vegetačního krytu a fungování takto založených rostlinných společenstev, stejně jako fungování na znečištěných půdách, nicméně vyžaduje další výzkum.

Velkou perspektivu v Mongolsku má asistovaná fytostabilizace se zaměřením na využití dostupných organických materiálů s potenciálem zlepšit podmínky těžebního odpadu pro kolonizaci rostlinami a omezit disperzi polutantů. Experimenty s aplikací hnoje, samotného trusu nebo štěpky do svrchní vrstvy hald doprovázené umělou výsadbou a osemem by měly být předmětem dalších výzkumů.

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

1. AFANASYEVA, Larisa Vladimirovna; AYUSHINA, Tuyana Ayushievna. Accumulation of heavy metals and biochemical responses in Siberian larch needles in urban area. *Ecotoxicology*, 2019, 28.5: 578-588. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02055-9>.
2. ALDAY, Josu G.; MARRS, Rob H.; MARTÍNEZ-RUIZ, Carolina. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Applied Vegetation Science*, 2011, 14.1: 84-94. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01104.x>.
3. ALI, Hazrat; KHAN, Ezzat; SAJAD, Muhammad Anwar. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 2013, 91.7: 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>.
4. ASGARI LAJAYER, Behnam, et al. Phytoextraction of heavy metals from contaminated soil, water and atmosphere using ornamental plants: mechanisms and efficiency improvement strategies. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26.9: 8468-8484. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04241-y>.
5. BARBAFIERI, M., et al. Uptake of heavy metals by native species growing in a mining area in Sardinia, Italy: discovering native flora for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 2011, 13.10: 985-997. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.549858>.
6. BATJARGAL, Tserennyam, et al. Assessment of metals contamination of soils in Ulaanbaatar, Mongolia. *Journal of hazardous materials*, 2010, 184.1-3: 872-876. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.106>.
7. BATTOGTOKH, Batbold; LEE, Jae M.; WOO, Nam. Contamination of water and soil by the Erdenet copper–molybdenum mine in Mongolia. *Environmental earth sciences*, 2014, 71.8: 3363-3374. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2727-y>.
8. BHUIYAN, Mohammad AH, et al. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 173.1-3: 384-392. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.085>.
9. BOLAN, Nanthi S., et al. Phytostabilization: a green approach to contaminant containment. *Advances in agronomy*, 2011, 112: 145-204. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00004-4>.
10. CAI, Li-Mei, et al. Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China. *Chemosphere*, 2015, 127: 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.027>.
11. ERNST, W. H. O. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied geochemistry*, 1996, 11.1-2: 163-167. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00040-2](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00040-2).
12. ETTLER, Vojtěch, et al. Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech

- Republic. Environmental pollution, 2006, 142.3: 409-417. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.024>.
13. FREY, Beat, et al. Microbial activity and community structure of a soil after heavy metal contamination in a model forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38.7: 1745-1756. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.032>.
 14. GALL, Jillian E.; BOYD, Robert S.; RAJAKARUNA, Nishanta. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 2015, 187.4: 201. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4436-3>.
 15. GORELOVA, Svetlana Vladimirovna; FRONTASYEVA, Marina Vladimirovna. The use of higher plants in biomonitoring and environmental bioremediation. In: *Phytoremediation*. Springer, Cham, 2017. p. 103-155. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52381-1_5.
 16. CHENG, Jiali, et al. Concentrations and human health implications of heavy metals in market foods from a Chinese coal-mining city. *Environmental toxicology and pharmacology*, 2017, 50: 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.01.011>.
 17. CHUNG, Sunwoo; CHON, Hyo-Taek. Assessment of the level of mercury contamination from some anthropogenic sources in Ulaanbaatar, Mongolia. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 147: 237-244. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.07.016>.
 18. INAM, Edu, et al. Geochemical distribution of trace element concentrations in the vicinity of Boroo gold mine, Selenge Province, Mongolia. *Environmental geochemistry and health*, 2011, 33.1: 57-69. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9347-1>.
 19. JAIN, Ravi, Zengdi CUI a Jeremy DOMEN. *Environmental Impact of Mining and Mineral Processing: Management, Monitoring, and Auditing Strategies*. 1st Edition. Oxford: Butterworth-Heinemann, 2015. ISBN 9780128040409.
 20. JUŘIČKA, D., et al. Construction of remains of small-scale mining activities as a possible innovative way how to prevent desertification. *International journal of environmental science and technology*, 2016, 13.6: 1405-1418. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0967-6>.
 21. JUŘIČKA, David, et al. Mining as a catalyst of overgrazing resulting in risk of forest retreat, Erdenet Mongolia. *Geography, Environment, Sustainability*, 2019, 12.3: 184-198. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-23>.
 22. JUŘIČKA, David, et al. Evaluation of natural forest regeneration as a part of land restoration in the Khentii massif, Mongolia. *Journal of Forestry Research*, 2020a, 31.5: 1773-1786. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00962-5>.
 23. JUŘIČKA, David, et al. Thermal regime of semi-natural dew collector's perspective for afforestation of semi-arid landscapes. *Environmental Technology & Innovation*, 2020b, 20: 101125. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101125>.
 24. KAPUSTA, Pawel; SZAREK-ŁUKASZEWSKA, Grażyna; STEFANOWICZ, Anna M. Direct and indirect effects of metal contamination on soil biota in a Zn-Pb post-mining and smelting

- area (S Poland). *Environmental Pollution*, 2011, 159.6: 1516-1522. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.015>.
25. KIM, Ju-Yong, et al. Assessment of As and heavy metal contamination in the vicinity of Duckum Au-Ag mine, Korea. *Environmental geochemistry and health*, 2002, 24.3: 213-225. <https://doi.org/10.1023/A:1016096017050>.
 26. KOEDRITH, Preeyaporn, et al. Toxicogenomic approaches for understanding molecular mechanisms of heavy metal mutagenicity and carcinogenicity. *International journal of hygiene and environmental health*, 2013, 216.5: 587-598. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.02.010>.
 27. KOMÁREK, Michael; CHRASTNÝ, Vladislav; ŠTÍCHOVÁ, Jana. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environment international*, 2007, 33.5: 677-684. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.02.001>.
 28. KORZENIOWSKA, J.; STANISLAWSKA-GLUBIAK, E. Phytoremediation potential of *Phalaris arundinacea*, *Salix viminalis* and *Zea mays* for nickel-contaminated soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16.4: 1999-2008. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1823-7>.
 29. KOSHELEVA, Natalia E.; KASIMOV, Nikolay S.; TIMOFEEV, Ivan V. Potentially toxic elements in urban soil catenas of W-Mo (Zakamensk, Russia) and Cu-Mo (Erdenet, Mongolia) mining areas. *Journal of soils and sediments*, 2018, 18.6: 2318-2334. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1897-8>.
 30. LI, Kuangjia, et al. Spatial analysis, source identification and risk assessment of heavy metals in a coal mining area in Henan, Central China. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 128: 148-154. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.03.026>.
 31. LI, Zhiyuan, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Science of the total environment*, 2014, 468: 843-853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>.
 32. LIANG, Jie, et al. Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China. *Environmental Pollution*, 2017, 225: 681-690. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.057>.
 33. LIU, Jinhui; CAO, Liang; DOU, Shuozeng. Trophic transfer, biomagnification and risk assessments of four common heavy metals in the food web of Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Science of The Total Environment*, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.140>.
 34. LKHASUREN, Oyuntogos; TAKAHASHI, Ken; DASH-ONOLT, Lkhamsuren. Occupational lung diseases and the mining industry in Mongolia. *International journal of occupational and environmental health*, 2007, 13.2: 195-201. <https://doi.org/10.1179/oeh.2007.13.2.195>.

35. LUO, Xiao-San, et al. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of the Total Environment*, 2012, 424: 88-96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>.
36. MAHAR, Amanullah, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2016, 126: 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>.
37. MANDAKH, Nyamtseren, et al. Spatial assessment of soil wind erosion using WEQ approach in Mongolia. *Journal of Geographical Sciences*, 2016, 26.4: 473-483. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1280-5>.
38. McINTYRE, Neil, et al. A multi-disciplinary approach to understanding the impacts of mines on traditional uses of water in Northern Mongolia. *Science of the Total Environment*, 2016, 557: 404-414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.092>.
39. MENDEZ, Monica O.; MAIER, Raina M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2008, 7.1: 47-59. <https://doi.org/10.1007/s11157-007-9125-4>.
40. MIHALJEVIČ, M., et al. Lead fluxes, isotopic and concentration profiles in a peat deposit near a lead smelter (Příbram, Czech Republic). *Science of the Total Environment*, 2006, 372.1: 334-344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.019>.
41. MNS 5850:2008 Soil quality. Maximum allowable concentrations of soil pollutants and elements, Mongolia. Ulaanbaatar, Mongolia, 2008.
42. MONTERROSO, C., et al. Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied geochemistry*, 2014, 44: 3-11. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.001>.
43. MOTYKA, Jacek; POSTAWA, Adam. Impact of Zn–Pb mining in the Olkusz ore district on the Permian aquifer (SW Poland). *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20.11: 7582-7589. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1740-8>.
44. MRPAM. Mineral resources and petroleum statistics 2020/11. Mineral Resources and Petroleum Authority of Mongolia (MRPAM), 2020, Ulaanbaatar. Dostupné také z: <https://www.mrpam.gov.mn/public/pages/165/2020-11-stat-report-eng.pdf>.
45. NAGAJYOTI, P. C., LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters*, 2010, 8.3: 199-216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>.
46. NOTTEBAUM, Veit, et al. Arsenic distribution and pathway scenarios for sediments and water in a peri-urban Mongolian small-scale coal mining area (Nalaikh District, Ulaanbaatar). *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27.6: 5845-5863. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07271-8>.

47. PANDEY, Bhanu; AGRAWAL, Madhoolika; SINGH, Siddharth. Ecological risk assessment of soil contamination by trace elements around coal mining area. *Journal of soils and sediments*, 2016, 16.1: 159-168. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1173-8>.
48. QADIR, Manzoor; SCHUBERT, S.; STGEFFENS, D. Phytotoxic substances in soils. In: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, UK, pp. 216-222.
49. QUADROS, Patricia Dorr, et al. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. *Applied soil ecology*, 2016, 98: 195-203. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.016>.
50. PARK, Jonghoon, et al. Environmental sustainability of open-pit coal mining practices at Baganuur, Mongolia. *Sustainability*, 2019, 12.1: 248. <https://doi.org/10.3390/su12010248>.
51. PECINA, Václav, et al. Influence of beech and spruce on potentially toxic elements-related health risk of edible mushrooms growing on unpolluted forest soils. *Scientific reports*, 2022, 12.1: 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09400-9>.
52. RADZIEMSKA, Maja, et al. Soils from an iron and steel scrap storage yard remediated with aided phytostabilization. *Land Degradation & Development*, 2019, 30.2: 202-211. <https://doi.org/10.1002/ldr.3215>.
53. REGDEL, D.; DUGARZHAY, Ch; GUNIN, P. D. Ecological demands on socioeconomic development of Mongolia under climate aridization. *Arid Ecosystems*, 2012, 2.1: 1-10. <https://doi.org/10.1134/S2079096112010076>.
54. ROCHA, Camila Silva, et al. Phytoremediation by ornamental plants: a beautiful and ecological alternative. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17307-7>.
55. ROUT, Tofan Kumar, et al. Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area. *Environmental geochemistry and health*, 2013, 35.3: 347-356. <https://doi.org/10.1007/s10653-012-9499-2>.
56. ROUT, Tofan Kumar, et al. Heavy metals in dusts from commercial and residential areas of Jharia coal mining town. *Environmental earth sciences*, 2015, 73.1: 347-359. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3429-9>.
57. SALTAN, Natalya V.; SVIATKOVSKAYA, Ekaterina A. Tree health of *Larix sibirica* Ledeb. in the railway impact zone on Kola Peninsula. In: *Smart and Sustainable Cities Conference*. Springer, Cham, 2020. p. 1-8. https://doi.org/10.1007/978-3-030-75285-9_1.
58. SARWAR, Nadeem, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 2017, 171: 710-721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>.
59. SHARMA, Pallavi, et al. Efficient utilization of plant biomass after harvesting the phytoremediator plants. In: *Phytoremediation of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites*. Elsevier, 2021. p. 57-84. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821200-4.00003-0>.

60. STEFANOWICZ, Anna M.; WOCH, Marcin W.; KAPUSTA, Paweł. Inconspicuous waste heaps left by historical Zn–Pb mining are hot spots of soil contamination. *Geoderma*, 2014, 235: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.020>.
61. SURENBAATAR, Ulziikhishig, et al. Environmental health survey for children residing near mining areas in South Gobi, Mongolia. *Annals of Occupational and Environmental Medicine*, 2021, 33. <https://doi.org/10.35371/aoem.2021.33.e10>.
62. SUZUKI, Yukio. Conflict between mining development and nomadism in Mongolia. In: *The Mongolian ecosystem network*. Springer, Tokyo, 2013. p. 269-294. https://doi.org/10.1007/978-4-431-54052-6_20.
63. SZAREK-LUKASZEWSKA, GRAŻYNA, et al. Grasslands of a Zn-Pb post-mining area (Olkusz ore-bearing region, S. Poland). *Polish Botanical Journal*, 2011, 56.2: 245-260.
64. TANG, Quan, et al. Characterization of heavy metals in coal gangue-reclaimed soils from a coal mining area. *Journal of Geochemical Exploration*, 2018, 186: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.11.018>.
65. TANG, Zhenwu, et al. Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2017, 138: 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.003>.
66. THORSLUND, Josefin, et al. Gold mining impact on riverine heavy metal transport in a sparsely monitored region: the upper Lake Baikal Basin case. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14.10: 2780-2792. DOI <https://doi.org/10.1039/C2EM30643C>.
67. VROM. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation. Dutch Ministry of Housing Spatial Planning and Environment (VROM), 2013.
68. WEI, Zihan, et al. A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil. *Journal of hazardous materials*, 2021, 403: 123658. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123658>.
69. WILSCHUT, M.; THEUWS, P. A. W.; DUCHHART, I. Phytoremediative urban design: Transforming a derelict and polluted harbour area into a green and productive neighbourhood. *Environmental Pollution*, 2013, 183: 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.033>.
70. WHITING, S. N., et al. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restoration Ecology*, 2004, 12.1: 106-116. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00367.x>.
71. WONG, M. H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 2003, 50.6: 775-780. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1).
72. WU, Xiangyang, et al. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23.9: 8244-8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>.

7. CURICULUM VITAE

Osobní údaje

Jméno a příjmení: Ing. Václav Pecina

Datum narození: 22. 6. 1994

Místo narození: Havířov

Trvalé bydliště: Dusíkova 910/25, 638 00 Brno

Email: xpecina@fch.vut.cz, Pecina.V@seznam.cz

Telefon: +420 731 920 599

Vzdělání

- 2018–dosud Vysoké učení technické v Brně, doktorské studium v oboru Chemie životního prostředí
Závěrečná práce: Kontaminace životního prostředí těžebních oblastí a možnosti jejich fytořemediace
- 2016–2018 Mendelova univerzita v Brně, magisterský obor European Forestry
Závěrečná práce: Soil contamination as one of the influences on afforestation after precious metals mining at selected bearings in Central Europe
- 2013–2016 Mendelova univerzita v Brně, obor Hospodaření s přírodními zdroji tropických a subtropických oblastí.
Závěrečná práce: Těžba zlata a s ní spojené environmentální problémy v rozdílných klimatických pásmech
- 2009–2013 Střední lesnická škola Hranice, obor Lesnictví. Zakončeno maturitní zkouškou absolvovanou s vyznamenáním.

Pracovní zkušenosti

- 1/1/2020–doposud Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta, Mendelova univerzita v Brně
Výzkumník projektu II
- 01/06/2021–dosud Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí, Fakulta chemická, Vysoké učení technické v Brně
Technický pracovník

01/06/2019–31/05/2021	Centrum materiálového výzkumu, Fakulta chemická, Vysoké učení technické v Brně Technický pracovník
01/04/2018–31/12/2019	Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně Vědecko-výzkumný pracovník
01/06/2016–01/04/2018	Ústav geologie a pedologie, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně Organizační pracovník

Publikace (Web of Science)

1. Fojt, J., Denková, P., Brtnický, M., Holátko, J., Řezáčová, V., **Pecina, V.** a Kučerík, J., 2022. Influence of Poly-3-hydroxybutyrate Micro-Bioplastics and Polyethylene Terephthalate Microplastics on the Soil Organic Matter Structure and Soil Water Properties. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01970>. **Journal rank quartile – Q1.**
2. Juříčka, D., Valtera, M., Deutscher, J., Vichta, T., **Pecina, V.**, Patočka, Z., Chalupová, N., Tomášová, G., Jačka, L. a Pařílková, J., 2022. The role of pit-mound microrelief in the redistribution of rainwater in forest soils: a natural legacy facilitating groundwater recharge?. *European Journal of Forest Research*, 141(2), pp.321-345. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01439-7>. **Journal rank quartile – Q1.**
3. **Pecina, V.**, Valtera, M., Drápela, K., Novotný, R., Vahalík, P., Komendová, R., Brtnický, M. a Juříčka, D., 2022. Influence of beech and spruce on potentially toxic elements-related health risk of edible mushrooms growing on unpolluted forest soils. *Scientific reports*, 12(1), pp.1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09400-9>. **Journal rank quartile – Q2.**
4. Brtnický, M., **Pecina, V.**, Juříčka, D., Kowal, P., Galiová, M.V., Baltazár, T. a Radziemska, M., 2022. Can rail transport-related contamination affect railway vegetation? A case study of a busy railway corridor in Poland. *Chemosphere*, 293, p.133521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133521>. **Journal rank quartile – Q1.**
5. Hammerschmiedt, T., Holatko, J., **Pecina, V.**, Huska, D., Latal, O., Kintl, A., Radziemska, M., Muhammad, S., Gusiatin, Z.M., Kolackova, M. a Nasir, M., 2021.

- Assessing the potential of biochar aged by humic substances to enhance plant growth and soil biological activity. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 8(1), pp.1-12. <https://doi.org/10.1186/s40538-021-00242-7>. **Journal rank quartile – Q1.**
6. **Pecina, V.**, Juříčka, D., Galiová, M.V., Kynický, J., Baláková, L. a Brtnický, M., 2021. Polluted brownfield site converted into a public urban park: A place providing ecosystem services or a hidden health threat?. *Journal of Environmental Management*, 291, p.112669. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112669>. **Journal rank quartile – Q1.**
 7. **Pecina, V.**, Brtnický, M., Balkova, M., Hegrova, J., Buckova, M., Baltazar, T., Licbinsky, R. a Radziemska, M., 2021. Assessment of Soil Contamination with Potentially Toxic Elements and Soil Ecotoxicity of Botanical Garden in Brno, Czech Republic: Are Urban Botanical Gardens More Polluted Than Urban Parks? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(14), 7622. <https://doi.org/10.3390/ijerph18147622>. **Journal rank quartile – Q1/Q2.**
 8. Brtnický, M., Datta, R., Holatko, J., Bielska, L., Gusiatin, Z.M., Kucerik, J., Hammerschmiedt, T., Danish, S., Radziemska, M., Mravcova, L. a Fahad, S., 2021. A critical review of the possible adverse effects of biochar in the soil environment. *Science of the Total Environment*, 796, p.148756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148756>. **Journal rank quartile – Q1.**
 9. Radziemska, M., Gusiatin, Z.M., Cydzik-Kwiatkowska, A., Cerdà, A., **Pecina, V.**, Bęś, A., Datta, R., Majewski, G., Mazur, Z., Dzięcioł, J. a Danish, S., 2021. Insight into metal immobilization and microbial community structure in soil from a steel disposal dump phytostabilized with composted, pyrolyzed or gasified wastes. *Chemosphere*, 272, p.129576. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129576>. **Journal rank quartile – Q1.**
 10. **Pecina, V.**, Valtera, M., Trávníčková, G., Komendová, R., Novotný, R., Brtnický, M. a Juříčka, D., 2021. Vertical Distribution of Mercury in Forest Soils and Its Transfer to Edible Mushrooms in Relation to Tree Species. *Forests*, 12(5), p.539. <https://doi.org/10.3390/f12050539>. **Journal rank quartile – Q1.**
 11. Valtera, M., Volánek, J., Holík, L., **Pecina, V.**, Novotná, J., Slezák, V. a Juříčka, D., 2021. The Influence of Forest Management and Changed Hydrology on Soil Biochemical Properties in a Central-European Floodplain Forest. *Forests*, 12(3), p.270. <https://doi.org/10.3390/f12030270>. **Journal rank quartile – Q1.**

12. **Pecina, V.**, Brtnický, M., Baltazár, T., Juříčka, D., Kynický, J. a Galiová, M.V., 2020. Human health and ecological risk assessment of trace elements in urban soils of 101 cities in China: A meta-analysis. *Chemosphere*, p.129215. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129215>. **Journal rank quartile – Q1.**
13. Holatko, J., Hammerschmiedt, T., Datta, R., Baltazar, T., Kintl, A., Latal, O., **Pecina, V.**, Sarec, P., Novak, P., Balakova, L. a Danish, S., 2020. Humic Acid Mitigates the Negative Effects of High Rates of Biochar Application on Microbial Activity. *Sustainability*, 12(22), p.9524. <https://doi.org/10.3390/su12229524>. **Journal rank quartile – Q2/Q3.**
14. Brtnický, M., **Pecina, V.**, Baltazár, T., Vašinová Galiová, M., Baláková, L., Beš, A. a Radziemska, M., 2020. Environmental Impact Assessment of Potentially Toxic Elements in Soils Near the Runway at the International Airport in Central Europe. *Sustainability*, 12(17), p.7224. <https://doi.org/10.3390/su12177224>. **Journal rank quartile – Q2/Q3.**
15. Datta, R., Holatko, J., Latal, O., Hammerschmiedt, T., Elbl, J., **Pecina, V.**, Kintl, A., Balakova, L., Radziemska, M., Baltazar, T. a Skarpa, P., 2020. Bentonite-Based Organic Amendment Enriches Microbial Activity in Agricultural Soils. *Land*, 9(8), p.258. <https://doi.org/10.3390/land9080258>. **Journal rank quartile – Q2.**
16. Radziemska, M., Beš, A., Gusiatin, Z.M., Sikorski, Ł., Brtnicky, M., Majewski, G., Liniauskienė, E., **Pecina, V.**, Datta, R., Bilgin, A. a Mazur, Z., 2020. Successful Outcome of Phytostabilization in Cr (VI) Contaminated Soils Amended with Alkalinizing Additives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(17), p.6073. <https://doi.org/10.3390/ijerph17176073>. **Journal rank quartile – Q1/Q2.**
17. **Pecina, V.**; Juříčka, D.; Kynický, J.; Baltazár, T.; Komendová, R. a Brtnický, M., 2020. The Need to Improve Riparian Forests Management in Uranium Mining Areas Based on Assessment of Heavy Metal and Uranium Contamination. *Forests* 2020, 11(9), 952. <https://doi.org/10.3390/f11090952>. **Journal rank quartile – Q1.**
18. Brtnický, M., **Pecina, V.**, Galiová, M.V., Prokeš, L., Zvěřina, O., Juříčka, D., Klimánek, M. a Kynický, J., 2020. The impact of tourism on extremely visited volcanic island: Link between environmental pollution and transportation modes. *Chemosphere*, 249, p.126118. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126118>. **Journal rank quartile – Q1.**

19. Juříčka, D., **Pecina, V.**, Kusbach, A., Vlček, V., Novotná, J., Pařílková, J., Otgonsuren, B., Brtnický, M. a Kynický, J., 2020. Thermal regime of semi-natural dew collector's perspective for afforestation of semi-arid landscapes. *Environmental Technology & Innovation*, p.101125. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101125>. ***Journal rank quartile – Q2.***
20. Meena, R.S., Kumar, S., Datta, R., Lal, R., Vijayakumar, V., Brtnicky, M., Sharma, M.P., Yadav, G.S., Jhariya, M.K., Jangir, C.K. a Pathan, S.I., 2020. Impact of agrochemicals on soil microbiota and management: A review. *Land*, 9(2), p.34. <https://doi.org/10.3390/land9020034>. ***Journal rank quartile – Q2.***
21. Juříčka, D., Novotná, J., Houška, J., Pařílková, J., Hladký, J., **Pecina, V.**, Cihlářová, H., Burnog, M., Elbl, J., Rosická, Z. a Brtnický, M., 2020. Large-scale permafrost degradation as a primary factor in *Larix sibirica* forest dieback in the Khentii massif, northern Mongolia. *Journal of Forestry Research*, 31(1), pp.197-208. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0866-4>. ***Journal rank quartile – Q2.***
22. Brtnicky, M., Dokulilova, T., Holatko, J., **Pecina, V.**, Kintl, A., Latal, O., Vyhnanek, T., Prichystalova, J. a Datta, R., 2019. Long-term effects of biochar-based organic amendments on soil microbial parameters. *Agronomy*, 9(11), p.747. <https://doi.org/10.3390/agronomy9110747>. ***Journal rank quartile – Q1/Q2.***
23. Juříčka, D., Kusbach, A., Pařílková, J., Houška, J., Ambrožová, P., **Pecina, V.**, Rosická, Z., Brtnický, M. a Kynický, J., 2019. Evaluation of natural forest regeneration as a part of land restoration in the Khentii massif, Mongolia. *Journal of Forestry Research*, pp.1-14. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00962-5>. ***Journal rank quartile – Q2.***
24. Brtnický, M., **Pecina, V.**, Hladký, J., Radziemska, M., Koudelková, Z., Klimánek, M., Richtera, L., Adamcová, D., Elbl, J., Galiová, M.V. a Baláková, L., 2019. Assessment of phytotoxicity, environmental and health risks of historical urban park soils. *Chemosphere*, 220, pp.678-686. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.188>. ***Journal rank quartile – Q1.***
25. Juříčka, D., Muchová, M., Elbl, J., **Pecina, V.**, Kynický, J., Brtnický, M. a Rosická, Z., 2016. Construction of remains of small-scale mining activities as a possible innovative way how to prevent desertification. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(6), pp.1405-1418. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0967-6>. ***Journal rank quartile – Q2.***

Publikace (Scopus)

1. Novotný, R., **Pecina, V.**, Černý, J., Valtera, M. a Juříčka, D., 2021. Influence of Norway spruce and European beech on Cd, Cu, Pb and Zn content in the surface horizons of forest soils in the area of the Jeseníky Mountains. *Zprávy lesnického výzkumu* 66, 86–94.
2. Juříčka, D., **Pecina, V.**, Brtnický, M. a Kynický, J., 2019. Mining as a catalyst of overgrazing resulting in risk of forest retreat, Erdenet Mongolia. *Geography, Environment, Sustainability*, 12(3), pp.184-198. <https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-23>.
3. Brtnický, M., **Pecina, V.**, Dokulilová, T., Vopravil, J., Khel, T., Zloch, J. a Vlček, V., 2019. Assessment of Retention Potential and Soil Organic Carbon Density of Agriculturally used Chernozems, Cambisols and Fluvisols. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 67(5), pp.1131-1137. <https://doi.org/10.11118/actaun201967051131>.

Další výstupy

1. Brtnický, M., Balková, M., Hegrová, J., Juříčka, D., Dejmal, M., Binka, B. a **Pecina, V.**, 2021. Distribuce těžkých kovů ve vybraných parcích města Brna: Mapa se specializovaným obsahem. Brno: Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-792-7. <https://doi.org/10.11118/978-80-7509-792-7> (specializovaná mapa s odborným obsahem).
2. Huzlík, J., Ličbinský, R., Hegrová, J., Balková, M., **Pecina, V.**, Juříčka, D., Binka, B., Dejmal, M. a Brtnický, M., 2021. Distribuce škodlivin v ovzduší ve vybraných parcích města Brna: Mapa se specializovaným obsahem. Brno: Centrum dopravního výzkumu, v.v.i.. ISBN 978-80-88074-80-9. Dostupné z: <https://gis.brno.cz/esri/apps/storymaps/collections/600a4a970c30485d9bb50572bab4a2cf?item=3> (specializovaná mapa s odborným obsahem).
3. Juříčka, D., Novotný, R., **Pecina, V.**, Valtera, M., Vahalík, P., Komendová, R. a Brtnický, M., 2021. Potenciálně rizikové oblasti výskytu těžkými kovy kontaminovaných hub v Jeseníkách: Soubor map. Brno: Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-782-8 (specializovaná mapa s odborným obsahem).
4. Juříčka, D., Novotný, R., **Pecina, V.**, Valtera, M., Vahalík, P., Komendová, R. a Brtnický, M., 2021. Vertikální mobilita těžkých kovů v půdách v závislosti na typu porostu na majetku Arcibiskupských lesů a statků Olomouc s.r.o. v Jeseníkách: Soubor

map. Brno: Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-783-5 (specializovaná mapa s odborným obsahem).

5. Holatko, J., Prichystalova, J., Hammerschmiedt, T., Datta, R., Meena, R.S., Sudoma, M., **Pecina, V.**, Elbl, J., Kintl, A., Kucerik, J. a Danish, S., 2021. Glomalin: A Key Indicator for Soil Carbon Stabilization. In Soil Carbon Stabilization to Mitigate Climate Change (pp. 47-81). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-33-6765-4_2 (kapitola v knize).
6. Hegrová, J., Ličbinský, R., Binka, B., Brtnický, M., Čech, M., Dejmal, M. a **Pecina, V.**, 2021. Znečištění parků vs. návštěvnost a využití. 26. 5. 2021, Brno (CZ) (workshop).
7. Šařec, P., Novák, P., Lev, J., Látal, O., Novák, V., Hammerschmiedt, T., Holátko, J., Sedláčková, I., Kintl, A., Malíček, O., **Pecina, V.** a Brtnický, M., 2020. Kvantifikace efektu technologických opatření s využitím aktivátorů transformace organické hmoty statkových hnojiv, biouhlu a pomocných půdních látek. Mendelova univerzita v Brně (software).
8. Kintl, A., Hammerschmiedt, T., Brtnický, M., **Pecina, V.**, Látal, O., Kobzová, E., Holátko, J., Malíček, O. a Ondrisková, V., 2020. Zařízení pro kapalnou semi-emerzní aktivaci půdních aditiv. Mendelova univerzita v Brně. Užitiný vzor 34650, Úřad průmyslového vlastnictví, Česká republika. Dostupné z: <https://isdv.upv.cz/doc/FullFiles/UtilityModels/FullDocuments/FDUM0034/uv034650.pdf> (užitný vzor, průmyslový vzor).
9. Juříčka, D., Muchová, M., **Pecina, V.**, Sobotka, M., Pangrác, J., Matoušková, M., Brtnický, M. a Kynický, J., 2015. Scientific research of Mongolia and Central Asia 2015. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015. 86 s. 1. ISBN 978-80-7509-313-4 (sborník).

Konferenční příspěvky/příspěvky ve sborníku

1. Fojt, J., **Pecina, V.**, Procházková, P., Denková, P., Brtnický, M., Kučerík, J., Hammerschmiedt, T., Holátko, J., Malíček, O. a Kintl, A., 2021. Environmental risk assessment of polyhydroxybutyrate micro-bioplastics – summary of project results. Studentská odborná konference Chemie je život 2021 - sborník abstraktů. 1. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2021. s. 36-38. ISBN: 978-80-214-6002-7.
2. **Pecina, V.**, Juříčka, D., Hegrová, J., Brtnický, M. a Komendová, R., 2021. Contamination of urban forest soils with potentially toxic elements in Brno city, Czech

Republic. Studentská odborná konference Chemie je život 2021 - sborník abstraktů. 1. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2021. s. 52-53. ISBN: 978-80-214-6002-7.

3. Chrást, P., **Pecina, V.**, Chalabala, J., Brtnický, M., Kynický, J. a Vašinová Galiová, M., 2020. Assessment of potential heavy metal pollution of road dust in arid urban area. Studentská konference Chemie je život 2020 - sborník abstraktů. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2020. s. 77-78. ISBN: 978-80-214-5920-0.
4. **Pecina, V.**, Komendová, R., Juříčka, D. a Brtnický, M., 2020. Contamination of Urban Soils by Cd: An Example of a Coal Mining City (Shariin Gol, Mongolia). Studentská konference Chemie je život 2020 - sborník abstraktů. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2020. s. 114-115. ISBN: 978-80-214-5920-0.
5. Juříčka, D., Pařílková, J., Šebesta, J., Kusbach, A., **Pecina, V.** a Pařílek, L., 2019. Soil moisture changes in the absence of grazing pressure in heavily grazed areas. In EUREKA 2019 – 7th colloquium and working session. Brno: Brno University of Technology, 2019, s. 35--39. ISBN 978-80-214-5729-4.
6. Juříčka, D., Muchová, M., **Pecina, V.**, Kynický, J. a Brtnický, M., 2015. Sukcese pozůstatků těžební činnosti v Mongolsku jako možný inovativní směr zalesňovacích prací v boji proti rozšiřování pouště Gobi. In Juříčka, D., Muchová, M., **Pecina, V.**, Sobotka, M., Pangrác, J., Matoušková, M., Brtnický, M. a Kynický, J. Scientific research of Mongolia and Central Asia 2015. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015, s. 7-27. ISBN 978-80-7509-313-4.

Konference

- Chemie je život 2021
- Chemie je život 2020
- 2nd Conference on European Rare Earth Resources (ERES 2017)
- Scientific research of Mongolia and Central Asia 2015

Vybrané řešené projekty

- 2022–dosud – Sustainable Resilient Ecosystem and Agriculture Management in Mongolia (STREAM). Člen řešitelského týmu.
- 2021–2022 – FCH-K-21-6984 – Environmental risk assessment of polyhydroxybutyrate micro-bioplastics. Člen realizačního týmu.

- 2019–2021 – TJ02000128 – Stanovení vertikální mobility těžkých kovů v lesních půdách jako podklad pro optimalizaci dřevinné skladby s cílem snížení rizika jejich transferu do jedlých hub. Další řešitel.
- 2019–2020 – TH02030169 – Vliv aplikace biologicky transformované organické hmoty a biouhlu na stabilitu produkčních vlastností půd a snížení environmentálních rizik. Člen realizačního týmu.
- 2019 – Lesnicko-krajinný kurz v Mongolsku. Člen řešitelského týmu.
- 2018–2021 – TL01000286 – Městské parky jako kvalitní sociální a přírodní prostředí pro život. Člen realizačního týmu.
- 2018–2019 – QK1720303 – Retenční schopnost půdy a krajiny a možnosti jejího zvyšování v podmínkách klimatické změny. Člen realizačního týmu.
- 2016–2018 H2020 – New geomodels to explore deeper for High-Technology critical raw materials in Alkaline rocks and Carbonatites. Člen realizačního týmu.

Pedagogická praxe

- Krajinná ekologie (FCH VUT, akademický rok 2022/2023)
- Praktikum z analytické chemie II (FCH VUT, akademický rok 2019/2020)
- Praktikum z analytické chemie I (FCH VUT, akademický rok 2018/2019)
- Konzultace bakalářských a diplomových prací (FCH VUT, od akademického roku 2019/2020)

Zahraniční praxe

- Mongolsko:
 - STREAM (2022) – terénní cvičení, mezinárodní vědecká spolupráce, spolupráce s praxí, realizace vzdělávacích ploch, zakládání výzkumných ploch
 - Erasmus+ International Credit Mobility (2021) – on-line přednášky a konzultace. Přijímající instituce: Mongolian University of Life Sciences.
 - Lesnicko-krajinný kurz (2019) – terénní cvičení, přednášky a konzultace. Přijímající instituce: Mongolian University of Life Sciences a German-Mongolian Institute for Resources and Technology.
 - Erasmus+ International Credit Mobility (2019) – terénní cvičení, přednášky a konzultace. Přijímající instituce: Mongolian University of Life Sciences.

- Výzkumné expedice (výzkum degradace lesů, tání permafrostu a znečištění životního prostředí) v letech 2014, 2016 a 2017.

Ocenění

- 3. místo v soutěži „Make our planet great again“ (sekce environmentální a klimatický výzkum) (2021)
- Cena děkana za vynikající studijní výsledky v doktorském studijním programu Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2019)
- Cena rektora za vynikající studijní výsledky (2018)
- Pochvalné uznání děkana za vynikající zpracování diplomové práce (2018)

V Brně dne 20. 10. 2022