Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Ochrana životního prostředí

Dávid Matej

Variabilita vlastností výsypkových substrátov po ťažbe uhlia a ich dopady na obnovu dotknutých území

Properties of overburden material after coal mining and its relation to mine spoil reclamation.

Bakalárska práca

Vedúci bakalárskej práce: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Praha 2023

Prehlásenie:

Prehlasujem, že som túto prácu vypracoval samostatne a že som uviedol všetky použité informačné zdroje a literatúru. Táto práca ani jej podstatná časť nebola predložená na získanie iného alebo toho istého akademického titulu.

V Prahe, Podpis

Poďakovanie

Týmto by som chcel zo srdca poďakovať predovšetkým svojmu školiteľovi prof. Mgr. Ing. Janovi Frouzovi, CSc. za to, že si ma vzal pod svoje vedecké krídla, a za jeho neoblomnú mieru trpezlivosti, ochoty a viery vo mňa. Ďalej by som chcel poďakovať svojej láskavej mame, ktorá vždy stála po mojom boku aj v tých najťažších časoch. Veľká vďaka patrí mojím priateľom za ich podporu. Ďakujem taktiež Bohu za dodanie sily na úspešné dokončenie tejto práce.

Abstrakt

Extrakcia nerastných surovín, medzi ktoré patrí uhlie, je dôležité pre fungovanie priemyselnej spoločnosti, zároveň ale prináša radu negatívnych environmentálnych dopadov. Odpadný materiál generovaný ťažbou zhromažďovaný na výsypkách predstavuje enormný risk na okolité ekosystémy a zasahuje do všetkých zložiek životného prostredia. Cieľom mojej práce je bližší popis problematiky týkajúcej sa diverzity vlastností výsypkových substrátov a z nich vyplývajúcich dôsledkov. Charakter výsypkových pod sa značne líši od tých bežných. Každá zo širokej škály vlastností výsypiek so sebou prináša určité úskalie, ktoré sú problematické v rámci obnovy ekosystému do prirodzeného stavu.

Kľúčové slova: povrchová ťažba uhlia, vplyvy výsypiek, poškodzovanie ekosystémov

Abstract

The extraction of mineral resources, including coal, is important for the functioning of industrial society, but it also brings a number of negative environmental impacts. The waste material generated by mining and collected on the spoil heaps poses an enormous risk to the surrounding ecosystems and interferes with all components of the environment. The aim of my thesis is to describe in more detail the issues related to the diversity of the properties of tailings substrates and the resulting consequences. The nature of spoil substrates differs considerably from conventional ones. Each of the wide range of characteristics of alluvial soils brings with it certain pitfalls that are problematic in the context of restoring the ecosystem to a natural state.

Key words: open-cast coal mining, impacts of overburden, damage to ecosystems

Obsah

1. Úvod 8

2. Ťažba 9

2.1. Ťažba uhlia 10

2.2. Vplyv ťažby na životné prostredie 12

2.2.1. Vplyvy ťažby na geomorfológiu a krajinný raz 12

2.2.2. Vplyv na biodiverzitu 13

2.2.3. Vplyv na ovzdušie 13

2.2.4. Vplyv na hydrológií 14

2.2.5. Vplyv na pôdu 14

3. Obnova ekosystémov na výsypkách 15

3.1. Vplyv teploty 15

3.2. Vplyv zrážok 15

3.3. Vplyv zrnitosti 16

3.4. Vplyv pH 17

3.5. Vplyv konduktivity 17

3.6. Vplyv ťažkých kovov 17

3.7. Vhodnosť vegetácie pre rast vegetácie na výsypkách 18

4. Vlastností hlušín v hlavných svetových oblastiach povrchovej ťažby uhlia a ich význam pre obnovu výsypiek 19

4.1. Postup literárnej rešerše 19

4.2. Klimatické pomery 23

4.3. Zrnitosť 23

4.4. pH 24

4.5. Konduktivita 25

4.6. Ťažké kovy 25

4.7. Vegetácia na výsypkách 26

5. Záver 29

6. Zdroje 30

1. Úvod

Význam ťažby kovových, nekovových minerálov a energetických výhodných fosílnych surovín získaných z baníckeho priemyslu a ich následne spracovanie a implementovanie do bežných predmetov dennej spotreby v priebehu dejín až po dnešok je ohromný a od nepamäti formoval rýchlosť vývoja ľudskej civilizácie (Qi, 2020).

V súčasnosti vytvára ťažba nerastov materiálnu základňu priemyslovej spoločnosti. Pre mnohé krajiny na svete predstavuje ťažba nerastného bohatstva enormné prínosy v podobe rozsiahleho ekonomického vzrastu štátu, v ktorom sa ťažba vykonáva. Množstvo vyťažených surovín a z nich získaného peňažného zisku je podľa môjho názoru nevídané. Moju úvahu podporuje aj článok od Igogo et al., (2021), kde uvádza, že v roku 2018 celosvetový banícky priemysel vyťažil 9830,8 miliónov ton surovín, z ktorých odhadovaná hodnota čistého výnosu činila 2643,3 biliónov amerických dolárov.

Medzi príklady pozitívnych vplyvoch extrakcie nerastných surovín na štát môžeme zaradiť napríklad vyššiu zamestnanosť (Mardonova a Han,2023). Jedným z mnohých konkrétnych dôkazov rastu pracovných miest a ich podpory v baníckom priemysle je zdokumentovaných 457 698 pracovných pozícií v Južnej Afrike v roku 2016 (Zvarivadza, 2018).

Mimoriadne esenciálnym významom ťažby je získavanie surovín na výrobu tovaru slúžiaceho k nasýteniu dopytu žiadaného množstva výrobkov pre bežného spotrebiteľa a jeho každodenný život ale aj pre existenciu a vývoj priemyslu (Guzmán et al., 2023; Qi, 2020). Rozvoj baníckeho priemyslu v regiónoch rozvíja aj mnoho ďalších priemyselných odvetví. Okrem spomínaného spracovateľského priemyslu je preukázaný výrazný rast a rozvoj úzko súvisiaceho stavbárskeho, transportného a energetického odvetvia (Igogo et al., 2021). Jednako ťažba nerastov prináša i radu negatívnych environmentálnych dopadov, ktoré budú podrobnejšie rozobrané nižšie.

2. Ťažba

Ťažbu je možné rozdeliť do dvoch hlavných špecifických spôsobov extrahovania nerastných surovín zo Zeme. Podľa odlišných vlastností ťažených surovín a následne aplikovania odlišných spôsobov extrahovania sa tieto typy delia na podzemnú a povrchovú (Štýs, 1981).

Podzemná ťažba je charakteristická uskutočňovaním všetkých extrakčných operácii získavania nerastných surovín pod povrchom Zeme. Spomenutý typ ťažby dosahuje efektívneho využitia ak je hĺbka ložiska alebo pomer nadložnej vrstvy materiálu, krycieho požadovane ložisko, k ťaženej cieľovej surovine nadmerná a stáva sa nevýhodnou pre povrchovú ťažbu (Alpay a Yavuz, 2009). Pri porovnaní rozsiahlosti negatívnych vplyvov na životné prostredie sa uvádza podzemná ťažba omnoho šetrnejšia ako povrchová. Významným problémom pre ľudské zdravie a krajinný raz pri intenzívnej podzemnej ťažbe je vznik pásiem závalu. Tie sú spôsobené tlakom hornín z podložia pôsobiacim na steny banských štól. Následne môže dôjsť k popraskaniu stropu a zavaleniu banskej šachty, ktorý spôsobí prehýbanie sa povrchu a následne vytvorenie poklesovej kotliny (Richter, 2012).

Povrchová ťažba je v súčasnej dobe mimoriadne rozšírená a je preferovaná hlavne z dôvodu vysokej efektivity pri extrahovaní ťaženej suroviny, ktorá môže dosahovať podiel až 90 % (Richter, 2012). S vysokou výrubnosťou je úzko spojená aj rada ďalších ekonomických výhod akými sú vyšší ročný podiel vyťaženej suroviny a teda menšie náklady určené na banícke operácie. Povrchová ťažba baníckemu priemyslu umožňuje popri ťažbe cielenej suroviny vyťažiť aj množstvo iných hodnotných materiálov, z ktorých je možné mať profit alebo ich implementovať späť do baníckeho sektoru a ušetriť si tým prostriedky. V porovnaní s podzemnou ťažbou má povrchová ťažba garantuje lepšie sociálne podmienky pre zamestnancov v podobe bezpečnejšieho environmentu na povrchu zeme a hygienickejšieho pracovného prostredia (Štýs, 1981).

Aj napriek mimoriadnej efektivite a množstvom výhod má tento typ ťažby mimoriadne devastujúce účinky na životne prostredie a preto sa na nich zameriam v tejto práci. Jedným z najočividnejším vplyvom na environment je masívna transformácia reliéfu litosféry. Aby bolo možné vyťažiť ložisko s požadovanou surovinou, je nutné sa k nemu dostať prostredníctvom vyťaženia nadložného materiálu a jeho následným transportovaním tejto skrývky na väčšinou prevýšené výsypky, ktoré je na základe ich špecifických fyzikálnych a chemických vlastnosti

náročne a dlhotrvajúce rekultivovať a dlhodobo negatívne pôsobia na okolité životné prostredie. Z tohto dôvodu je rapídna zmena krajinného razu neodvrátiteľnou súčasťou spomínaného typu ťažby. Ďalšími súvisiacimi príkladmi významných dopadov v miestach ťažby a pôsobiacich výsypiek sú aj: deštrukcia pôvodnej vegetácie a zaniknutie voľne žijúcich živočíchov a tým pádom dochádza k výraznému poklesu biodiverzity, kontaminácia hydrosféry, pedosféry, znečistenie ovzdušia prachovými časticami (Frouz, 2011; Onder a Yigit, 2009; Richter, 2012; Štýs, 1981).

2.1. Ťažba uhlia

Uhlie je celosvetovo jednou z najviac ekonomických a vysoko využívaných fosílnych palív od vzniku priemyslu závislého na vysokej spotrebe energie pri výrobe (Monika et al., 2023). V dnešnej dobe obrovský význam uhlia v energetike je aj napriek faktu, že je to neobnoviteľný zdroj energie a považuje sa za takzvanú „nečistú“ surovinu je nespochybniteľný (Bian et al., 2010).

Svet je doslova závislý na uhliu ako významnej energetickej surovine. Približne 40 % celosvetovej produkcií energetickej energie ma priamy súvis so spracovaním uhlia (Singh a Narzary, 2021). Z tohto dôvodu môžem usudzovať, že trend v ťažbe tejto hodnotnej suroviny bude v budúcnosti rastúci, až do doby vynájdenia možnosti náhrady uhlia za lepší, ekonomickejší a z neposledného miesta aj obnoviteľný zdroj energie, ktorý nemá až tak mnoho deštruktívnych dopadov na životné prostredie (Singh a Narzary, 2021).

Pre porovnanie používania uhlia ako významný zdroj energie je potrebné uviesť krajiny s najväčším podielom ťažby a využívania tejto suroviny primárne v oblasti zabezpečovania dostatku elektrickej energie v krajine. Na vrchole rebríčka najväčšieho množstva vyťaženého uhlia na krajinu stojí bezkonkurenčne Čína. V intenzite ťažby nezaostáva ani India, ktorá sa umiestnila na druhom mieste (Singh a Narzary, 2021). Indonézia sa radí až na piatej pozícií v rámci najväčšieho producenta tejto suroviny a zároveň ostáva na druhom mieste v celosvetovom vývoze uhlia (Woodbury et al., 2019).

V oblasti využívania uhlia na tvorbu elektrickej energie sú zaujímavé krajiny ako Spojené štáty Americké, Čína, India a Južná Afrika. Podľa článku od (Bian et al., 2010) je spomenuté, že v roku 2010 Spojené štáty Americké využívali 91,1 % celkového uhlia, ktoré mali k dispozícií k výrobe elektrickej energie. Pre porovnanie je potrebné podotknúť, že Čínske uhoľné teplárne vygenerovali v spomínanom roku 82 % celkovej elektrickej energie pre svoju materskú krajinu. Na základe (Monika et al., 2023) v Indií energetický priemysel využíva ako hlavný zdroj elektrickej

energie uhlie, z ktorého vygeneruje až 60 % komerčnej energie. Enormne významnú rolu zohráva ťažba tejto nerastnej suroviny aj v Južnej Afrike, v ktorej spracovanie uhlia a jej následnej premeny na energiu predstavuje až 72 % (Zvarivadza, 2018).

Nájdu sa aj krajiny, medzi ktoré sa radia aj niektoré štáty Európskej únie , ktoré jasne vyjadrujú svoj nesúhlas s rozsiahlou ťažbou a aplikáciou uhlia v energetickom priemysle a považujú ho za neekologickú variantu s rozsiahlymi následkami na životne prostredie. V roku 2004 Francúzsko zastavilo všetky ťažobné operácie a zatvorilo všetky bane určené na ťažbu uhlia. O tri roky neskôr vyhlásila Nemecká vláda svoj nesúhlas s ťažbou a využívaním uhlia plánovaným obmedzovaním tohto sektoru (Bian et al., 2010).

Z hľadiska typu ťažby uhlia v roku 2006 svetovo dominovala ťažba podzemná, ktorá tvorila zhruba 60 % celkovej ťažby tejto suroviny a to vďaka jedinej krajine, Číne, tvoriacej približne jednu tretinu globálnej produkcie uhlia, ktorá činila zhruba neuveriteľných 2380 miliónov ton z čoho 95 % banských operácií bolo vykonávaných formou podzemnej ťažby (Bian et al., 2010). Ekonomickou nevýhodou tohto typu ťažby uhlia sú podstatne vyššie finančné náklady na jeho extrakciu a menšia ročná vyťažiteľnosť v porovnaní s povrchovou ťažbou.

Povrchovú ťažbu uhlia využíva väčšina rozvojových i nerozvojových krajín hlavne z dôvodnou jej vyššej výnosnosti extrakcie cielenej uhoľnej suroviny do hĺbky 300 metrov a možnosti súbežného a selektívneho extrahovania viacerých hodnotných surovín zároveň (Richter, 2012; Trefilova et al., 2013). Podstatnou súčasťou povrchovej banskej ťažby pri extrahovaní uhoľných ložísk je podľa (Chaulya et al., 2000) prvotné odťaženie materiálu nachádzajúceho sa medzi povrchom a uhlím, tvoreného zo zemín a skalných sutín a ich následného transportu na výsypky.

Pre krajiny ako Indonézia, India a Rusko je metóda povrchovej ťažby uhlia dominantne využívaná. V Rusku je tento typ ťažby enormne rozšírený a tvorí až 89 % celkového získavania uhlia nielen z dôvodov vyššie uvedených ale jednou z hlavných príčin je, že je to najlacnejšia cesta k ťažbe uhlia (Trefilova et al., 2013). Je taktiež vhodné spomenúť, že primárne tento typ ťažby Rusom vyprodukoval v roku 2006 približne 309.2 miliónov ton uhlia a tým ich zaradil na piate miesto v rebríčku celosvetovej produkcie uhlia na svete v danom roku (Bian et al., 2010).

Je vhodné spomenúť aj Indonéziu, ktorá prevažne využíva povrchovú metódu ťažby v tropických oblastiach a jej hlavný ťažený depozit uhlia sa nachádza v provincií Južný Kalimantan

na ostrove Borneo, ktorý rozsiahlo stimuluje tunajšiu ekonomiku. Indonézia si z tohto dôvodu vyslúžila piate miesto v svetovom rebríčku najväčších producentov uhlia na svete v roku 2016 (Woodbury et al., 2019) a v roku 2006 dosahovalo produkciu 195,5 miliónov ton uhlia (Bian et al., 2010).

V roku 2000 sa s rastúcim priemyselným trendom a následnou potrebou stimulovať ekonomický rast sa zvyšoval aj dopyt po uhlí. Práve tieto dôvody motivovali Indiu uchýliť sa k povrchovej metóde ťažby uhlia, ktorá vyústila v mohutnú 73,8% produkciu uhlia práve využívaním spomínaného povrchového spôsobu ťažby (Chaulya et al., 2000). India taktiež dokázala vyťažiť v roku 2006 závratných 447.0 miliónov ton uhlia a umiestnila sa na treťom mieste v hodnotení najväčších producentov uhlia na svete (Bian et al., 2010).

2.2. Vplyv ťažby na životné prostredie

Počas pôsobenia banských operácií dochádza k rozsiahlym negatívnym vplyvom na životné prostredie v mnohých prípadoch vyúsťujúce v kompletnú deštrukciu pôvodných ekosystémov v oblasti ťažobných aktivít uhlia (Helingerová et al., 2010). Rozsiahle a častokrát dlhotrvajúce pôsobenie negatívnych vplyvov na životné prostredie pri a po procese ťažby sa stalo predmetom mnohých štúdií. Medzi závažné dopady ťažby na životné prostredie patrí degradácia zemského povrchu a zmena krajinného rázu, čo má za následok praskanie alebo ohýbanie zemského povrchu nad ťažbou zasiahnutým miestom, ktoré nastáva hlavne pri aplikácií podzemného typu ťažby a má za následok dlhodobé zničenie vegetácie (Mi et al., 2023).

Pri ťažbe povrchovej, je vhodné spomenúť aj znečistenie mikroklimatu, napríklad prachovými časticami pôvodom z ťažby, kontamináciu hydrosféry pochádzajúcej z kyslej banskej drenáže alebo odtokom toxických prvkov z výsypiek. Je dôležite uviesť aj závažné poškodenie biosféry a úplne rozrušenie pedosféry (Bradshaw, 1997; Mardonova a Han, 2023; Richter, 2012).

2.2.1. Vplyvy ťažby na geomorfológiu a krajinný raz

Rozsiahla banská činnosť pri extrahovaní uhlia ako fosílnej suroviny, enormne vplýva na transformáciu krajinného rázu ťažbou zasiahnutej oblasti. Vo väčšine prípadov táto časť územia vykazuje tak výrazné geomorfologické zmeny, že je mnohokrát považovaná za modelový antropogénny reliéf (Dulias, 2016). Jedným z najvýraznejších vplyvov ťažby je množstvo plochy využívanej pri ťažbe. Dané tvrdenie potvrdzuje výskum (Mossa and James, 2013), v ktorom sa

uvádza, že v roku 1990, celosvetovo pokývalo územie vyhradene pre ťažbu približne pol milióna hektárov.

Významný dôsledok zmeny krajinného rázu, zapríčinený ťažobnou činnosťou, je možné pozorovať na základe výrazného poklesu, ktorý v extrémnych prípadoch môže dosahovať až rozdiel 4.5 metrov, v porovnaní s pôvodnou výškou ťažbou nedotknutého svahu (Dulias, 2016). Medzi ďalšie dopady vhodné spomenutia, v súvislosti so zmenou krajinného rázu, členíme napríklad odstránenie vegetácie, zvýšená erózia a miera nestability pôdy, odlesňovanie, vysoký podiel suspendovaných materiálov vo vodných zdrojoch, zmeny reliéfu a rozsiahla tvorba výsypiek zložených z odpadných materiálov po ťažbe (Žibret et al., 2018).

2.2.2. Vplyv na biodiverzitu

Počas povrchovej ťažby podlieha celkový ekosystém, na čele s biodiverzitou, v meritu ťažobného pásma a okolia výsypiek, úplnej deštrukcií (Richter, 2012). Hlavnými dopadmi invazívneho pôsobenia ťažobných aktivít je odstraňovanie a redistribúcia nadložného povrchu a následná tvorba výsypiek, dôsledkom čoho dochádza k intenzívnemu narušovaniu prirodzeného habitatu, ktoré častokrát vyúsťuje k jeho úplnému zničeniu. Zásadným problémom je odstraňovanie vegetácie, čo má výrazný negatívny vplyv na podmienky hniezdenia, úkryt pred predátormi a rozmnožovanie. Predovšetkým sú zasiahnuté druhy vodných vtákov a vtákov žijúcich na pobreží, ďalej taktiež rozličné suchozemské druhy. Druhy schopné migrácie, napríklad lovná zver alebo predátory, opúšťajú zasiahnutú oblasť, zatiaľ čo živočíchy prispôsobené na usadený spôsob života, napríklad bezstavovce, hlodavce a plazy, čelia vyhynutiu (Sengupta, 2021).

2.2.3. Vplyv na ovzdušie

Pri procese ťažby dochádza aj k znečisťovaniu ovzdušia. Hlavnými kontaminantmi sú suspendované častice (Ghose a Majee, 2001). Tieto častice vznikajú z rôznych zdrojov vrátane používania trhavín, prepravy horninového materiálu, erózie skládok a emisií spojených s ťažkou technikou (Sengupta, 2021). Okrem toho sa do ovzdušia uvoľňujú aj ďalšie znečisťujúce látky ako CO, NO_x, SO_x, CH_4 a NH_3. Dôsledky prítomnosti týchto látok sú výrazné a zahŕňajú acidifikáciu prostredia, emisie skleníkových plynov a vytváranie fotochemického smogu (Fugiel et al., 2017).

2.2.4. Vplyv na hydrológií

Banské aktivity so sebou prinášajú aj výrazné negatívne vplyvy na kvalitu vody. Podľa Bian et al. (2010) dochádza pri ťažbe uhlia k značnému poklesu hladiny podzemnej vody a rozsiahlemu vodnému znečisteniu. Veľký problém predstavuje kyslá banská drenáž (AMD) obsahujúca vysoký podiel rozpustených kovov. V AMD prebieha reakcia vody a materiálu s podielom sulfidu, následkom čoho vzniká kyselina sírová. Vďaka prítomnému acidickému prostrediu dochádza k rozpúšťaniu ťažkých kovov, akými sú napríklad ortuť, meď a olovo, ktoré následne kontaminujú podzemné a povrchové vodné zdroje (Akcil a Koldas, 2006; Water Science School, 2018).

AMD je významným problémom nielen počas aktívnej ťažby, ale aj po jej ukončení. Okrem zimeného znečisťovania môže negatívne pôsobiť mimo iného aj na lokálnu infraštruktúru, napríklad časti mostov (Water Science School, 2018). V Škótsku predstavujú opustené bane jednu z najväčších zdrojov kontaminácie sladkovodných vôd. Jedným z riešení ako sa vysporiadať s touto problematikou je metóda „pump-and-treat“ spočívajúca v čerpaniu znečistenej vody a následnému prečisteniu (Younger, 2001). Výdaje spojené problematikou AMD sa vo West Virgínií (USA) odhadujú na 5−15 miliárd dolárov (Water Science School, 2018).

2.2.5. Vplyv na pôdu

Banská činnosť má významný vplyv na pôdu. Môže spôsobiť degradáciu pôdnej štruktúry, eróziu, znečistenie pôdy a vody, zníženú úrodnosť a narušenie ekosystémov. Ťažba a ťažobné aktivity môžu fyzicky narušiť pôdne vrstvy a viesť k zmenám v ich zložení a vlastnostiach. Rozrušením pôdnej štruktúry dochádza k strate stability pôdy a zvýšenému riziku erózie, ktorá môže viesť k odnášaniu pôdneho materiálu do okolitých vodných tokov (Sengupta, 2021; Štýs, 1981).

Znečisťovanie pôdy úzko súvisí s kontamináciou vody. Vďaka sorpčnej vlastnosti pôdy sa polutanty, predovšetkým ťažké kovy zo znečistenej vody v pôde zachycujú a koncentrujú. Podľa Sahoo et al. (2016) boli v oblastiach ťažby uhlia v pôde detegované zvýšené koncentrácie arzénu, mangánu, olova, kadmia, chrómu a ďalších. Vzhľadom k toxicite spomenutých prvkov dochádza k priamemu vplyvu na bezpečnosť potravín pestovaných na tejto pôde, pretože môže dochádzať k prenosu kontaminantov do rastlín (Sahoo et al., 2016). Vyššie spomínaná AMD má popri obsahu kovov kyslý charakter, výsledkom čoho môže dôjsť k acidifikácií pôdy (Simate a Ndlovu, 2014).

3. Obnova ekosystémov na výsypkách

Výsypka vytvorená pri ťažbe je miesto, kde sa uskladňujú rôzne odpadové materiály a zvyšky z ťažby a spracovania nerastných surovín. Obsah výsypky môže zahŕňať častice horniny a vodu z extrakčných procesov, prímesi, nadložnú horninu, zeminy, odpady z ťažobných procesov, zvyškové materiály a chemikálie a odpad z doprovodných činností. Správna správa výsypiek je kľúčová pre minimalizáciu negatívnych dopadov na životné prostredie a ľudské zdravie, čo môže zahŕňať monitorovanie znečistenia, stabilizáciu a v niektorých prípadoch rekultiváciu týchto priestorov (Štýs, 1981).

Rekultivácia predstavuje kľúčový proces obnovy a zlepšenia degradovaných alebo znehodnotených plôch. V rámci týchto snáh sa tieto lokality premieňajú späť na životaschopné a ekologicky vyvážené ekosystémy. Rekultivácia zahŕňa širokú škálu opatrení od fyzických zásahov, ako je úprava reliéfu a pôdy, až po biologické a vegetačné zásahy, ako je výsadba rastlín, zavedenie fauny a podpora prirodzeného kolobehu živín. Cieľom je nielen obnoviť biodiverzitu a krajinu, ale tiež minimalizovať negatívne vplyvy na okolité životné prostredie a vytvoriť udržateľné prostredie pre budúce generácie (Coradini et al., 2021). Nasledujúce kapitoly sa sústredia na parametre pôsobiace na obnovu ekosystému na výsypkách.

3.1. Vplyv teploty

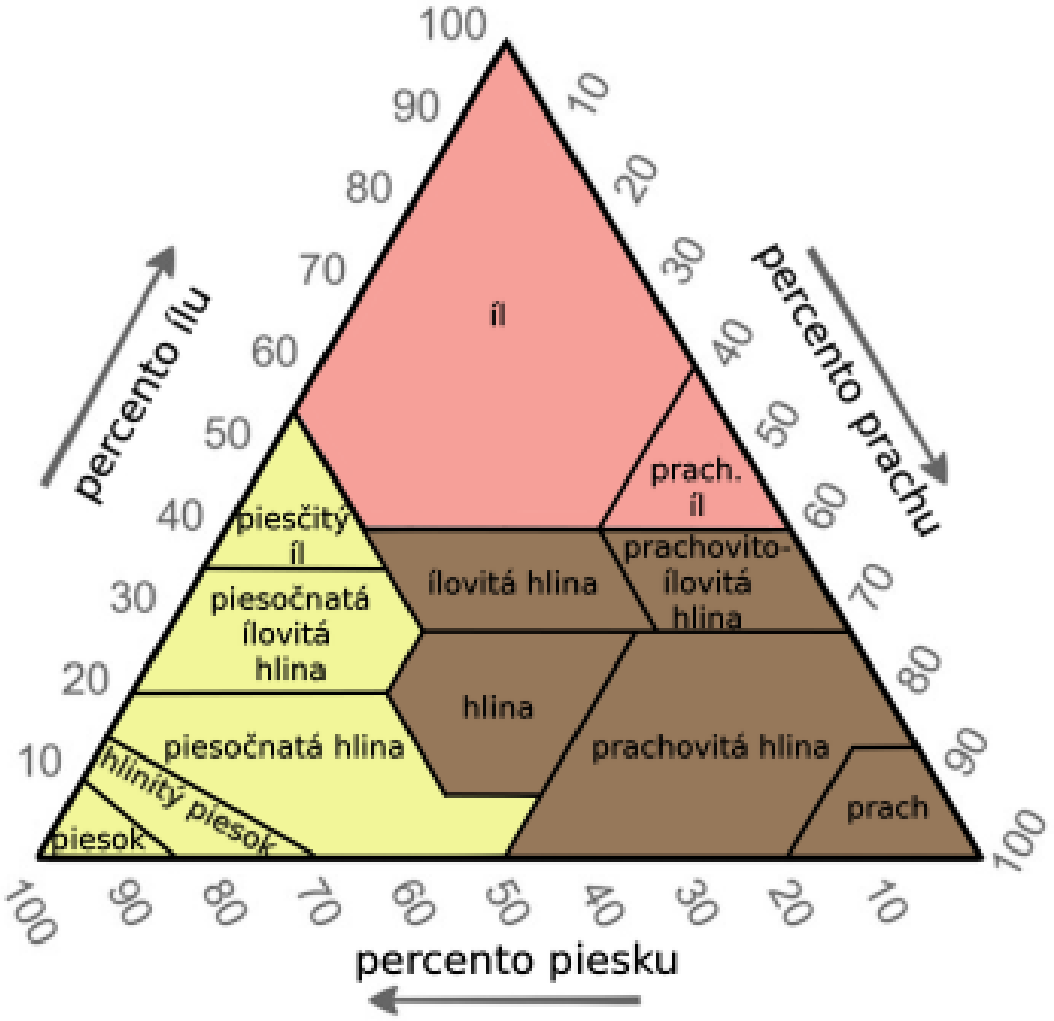
Teplota výrazne ovplyvňuje vlastnosti a formovanie hlušín. Vyššie teploty môžu viesť k rozpínaniu minerálov a následnému rozpadu hornín na drobné častice (Singh a Gupta, 2003), ktoré sa potom stávajú súčasťou hlušín. Teplota taktiež urýchľuje chemické reakcie medzi minerálmi a vodami (Wang et al., 2021), čo môže viesť k vytváraniu nových minerálov charakteristických pre hlušiny. Ďalej teplota ovplyvňuje erozívne procesy (Štýs, 1981), ktoré formujú hlušiny, tým, že urýchľuje fyzikálne a chemické rozpadnutie hornín a zvyšuje ich náchylnosť k presunu.

3.2. Vplyv zrážok

Dôsledkom zrážok môže dochádzať k vodnej erózii. Tento proces ovplyvňuje štruktúru pôdy, čo má následky na zadržiavanie vody. Dochádza k deformácií pôdneho povrchu a odnášaniu pôdneho materiálu (Foster et al., 1985). Podľa Wang et al. (2019) môžu mať zrážky taktiež výrazný dopad na vymývanie ťažkých kovov z hlušiny.

3.3. Vplyv zrnitosti

Druhy pôd sú zaradené do kategórií na základe veľkosti zŕn, jednotlivé kategórie je možné identifikovať pomocou „zrnitostného trojuholníka“ (obr. 1). Schopnosť pôdy zadržiavať alebo prepúšťať vodu je daný veľkosťou častíc. Väčšina územia v Českej republike má stredné až ľahšie pôdy, čo sú hlinité alebo hlinito-piesočnaté (CHMI, n.d.). Výsypky sa od bežných pôd líšia extrémnym zložením zŕn (Frouz, 2011), najčastejšie sa jedná o ílovité, piesočnaté a kamenisté pôdy (Frouz a Kuráž, 2013). Nevhodná štruktúra výsypiek je spôsobená nedostatkom jemnozrnných častíc, ktorých prítomnosť znamená účinnejšie zadržiavanie vody v pôde (Frouz a Kuráž, 2013). Vplyv, na zrnitosť pôdy, na výsypkách má aj zvetrávanie. Rýchlosť zvetrávania sa môže meniť v závislosti od miery stlačenia (Richards et al., 1993).



Obrázok 1: Zrnitostný trojuholník (upravené podľa Britannica, n.d.) farebne sú vyznačené agregované kategórie použité ďalej.

3.4. Vplyv pH

Veličina pH vyjadruje koncentráciu vodíkových iónov na logaritmickej škále. Hodnoty pH sú merané medzi 0 až 14 pričom nižšia hodnota označuje kyslý roztok, vyššia hodnota zásaditý a hodnota 7 je neutrálna (Myers, 2010).

Hodnota pH hrá dôležitú rolu na vlastnosti pôd na výsypkách. Oxidácia pyritu je jedným z významných faktorov pôsobiacim na znižovanie pH v pôde (Štýs, 1981). Produktom tejto oxidácie je kyselina sírová (podľa nasledujúcej reakcie), ktorej prítomnosť môže mať za následok okysľovanie výsypiek až pod hodnotu 3 (Frouz et al., 2005).

$$4\ FeS_2 + 14\ O_2 + 4\ H_2O \rightarrow 4\ FeSO_4 + H_2SO_4$$

Horniny obsiahnuté (napríklad žuly a kremence) v podloží taktiež ovplyvňujú kyslý charakter pôd (Štýs, 1981). Problém nízkeho pH na výsypkách je spojne s vyplavovaním toxických iónov Al a Fe (Frouz et al., 2005).

3.5. Vplyv konduktivity

Konduktivita je mierkou schopnosti pôdy viesť eklektický prúd. Táto elektrická vodivosť je spôsobená prítomnosťou iónov v pôde, najmä solí a minerálov rozpustených vo vode. Konduktivita je teda spojená so zasoľovaním pôdy. Pôdy s vysokou konduktivitou môžu mať problém s odvodňovaním, narušeným rastom rastlín a zhoršenou štruktúrou (Lazorko and Van Rees, 2012; Scherer et al., 2013). Medzi hodnotami konduktivity a pH je pozorovaná záporná krelácia. V miestach s vyššou konduktivitou a nižším pH sa tak vyskytujú značné hodnoty vodivých a H^+ iónov (Frouz et al., 2005).

3.6. Vplyv ťažkých kovov

Ťažké kovy sú chemické prvky s vysokou atómovou hmotnosťou a hustotou, ako napríklad olovo, kadmium, ortuť, arzén, meď, nikel, zinok a chróm. Tieto kovy môžu byť toxické a mať negatívny vplyv na životné prostredie a ľudské zdravie, ak sú prítomné v nebezpečných koncentráciách. Hnedé uhlie prirodzene obsahuje ťažké kovy, ktoré sa následnou ťažbou dostávajú do výsypiek (Štýs, 1981).

Ťažké kovy majú významný vplyv na rastliny, pretože môžu narušiť kľúčové fyziologické procesy. Ich nadbytok v pôde spôsobuje zníženie schopnosti rastlín vstrebávať dôležité živiny, čo vedie k nedostatočnej výžive a oslabeniu celkového rastu (Sharma a Dubey, 2005).

Okrem toho môžu ťažké kovy interferovať s fotosyntézou a dýchaním, čo má za následok zníženú produkciu energie pre rastlinný metabolizmus. Faktorom, ktorý spôsobuje toxicitu kovov u rastlín, je ich vysoká tendencia viazať sa na látky obsahujúce formy síry, čím dochádza k deaktivácií enzýmov. Obranný mechanizmus rastlín voči ťažkým kovom je ich izolácia vo vakuolách (Procházka et al., 1998).

3.7. Vhodnosť vegetácie pre rast vegetácie na výsypkách

Ako už bolo vyššie spomenuté výsypky predstavujú značne kontaminované prostredie. Vzhľadom k prítomnosti kyselín majú pôdy nízke pH, problém predstavuje i salinita a zvýšená koncentrácia ťažkých toxických kovov. Tieto vlastnosti majú negatívny vplyv na povrchové a podzemné vody, pôdne organizmy a poľnohospodárske polia, čo môže viesť k ohrozeniu ľudského zdravia. Na základe týchto aspektov je potrebné aplikovať účinné technológie pre dekontamináciu zasiahnutého územia. Ako efektívnou možnosťou sa osvedčila fytoremediácia (Prasad et al., 2018).

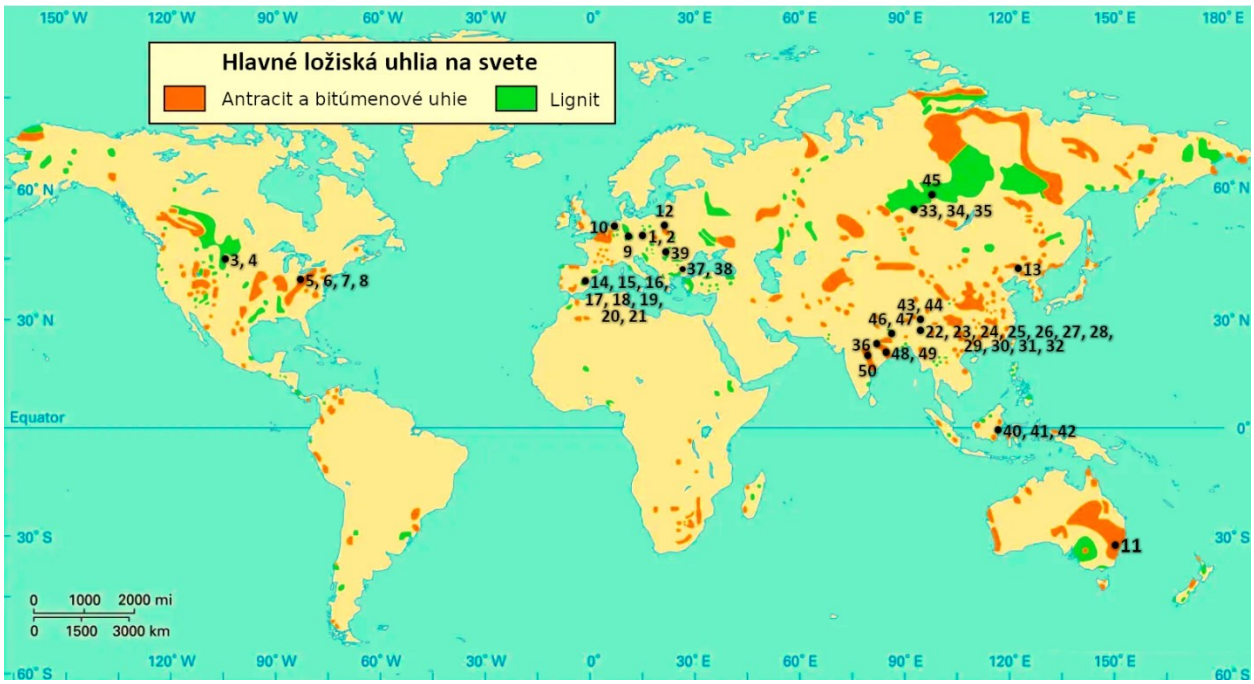
Podstatou fytoremediácie je vstrebávanie toxických látok rastlinami alebo ich premena na netoxické. Vegetácia je obmedzená narušenou mikroflórou, je preto potrebné vyselektovať rastliny prispôsobené prežitiu v extrémnych podmienkach. Vo vzťahu ku toxicite ťažkých kovov prítomných vo výsypkách poznáme rastliny tolerantné alebo rezistentné. Rezistentné odolávajú toxickým účinkom ťažkých kovov, zatiaľ čo tolerantné sú schopné sa na túto toxicitu adaptovať (Prasad et al., 2018).

4. Vlastností hlušín v hlavných svetových oblastiach povrchovej ťažby uhlia a ich význam pre obnovu výsypiek

4.1. Postup literárnej rešerše

Zdroje som vyhľadával v databázach ScienceDirect, ResearchGate a Wiley. Boli vybrane lokality naprieč svetom – z Indie, Číny, Indonézie, Austrálie, Ruska, Spojených štátov Amerických, Španielska, Nemecka, Poľska, Srbska, Bulharska a samozrejme Českej republiky (obr. 2). Pritom som sa snažil, aby práce zahrnuté do štúdie pokrývali všetky významne oblasti ťažby uhlia. Sústredil som sa predovšetkým na tieto parametre: teplota, zrážky, zrnitosť, pH, konduktivita, ťažké kovy a vegetácia. Zistené informácie boli následne spísané do tabuľky 1. Zdroje obsahovali rôzne jednotky, ktoré museli byť dodatočne agregované.

Zrnitosť bola rozdelená do štyroch kategórií (kamenistá, piesočnatá, hlinitá a ílovitá). Kamenistá je druh pôdy s obsahom viac ako 50% skeletu, piesočnatá, ílovitá a hlinitá kategória bola určená na základe zrnitostného trojuholníka (tak ako je vyznačené žltou, ružovou a hnedou farbou na obr. 1). Kyslosť alebo zásaditosť bola rozdelená na základe hraničných hodnôt vyplývajúcich z tabuľky 2. Podľa Scherer et al. (2013) hraničná hodnota konduktivity, pri ktorej sa pôda dá považovať za zasolenú, je 4 mS/cm. Pri spracovaní dát bolo potrebné previesť jednotky konduktivity na mS/cm.



Obrázok 2: Mapa vybraných lokalít (upravené podľa Britannica, n.d.)

Tabuľka 1: Prehľad lokalít s popísanými vlastnosťami

	Lokalita	Teplota (°C)	Zrážky (mm)	Zrnitosť	pH	Slanosť	Nadmerná koncentrácia ťažkých kovov (mg/kg)	Zdroj
1	Západná časť Českej republiky	6,8	650	ílovitá	zásadité	nie	neuvedené	Frouz et al., 2011
2	Sokolov, Česká republika	neuvedené	650	ílovitá	kyslé	nie	neuvedené	Tesnerová et al., 2017
3	Belle Ayr, Wyoming, USA	6,70	376	ílovitá	kyslé	nie	neuvedené	Ganjegunte et al., 2009
4	Dave Johnston, Wyoming, USA	7,60	266	ílovitá	kyslé	nie	neuvedené	Ganjegunte et al., 2009
5	Mount Carmel, Ohio, USA	13	965	piesočnatá	neuvedené	neuvedené	neuvedené	Lorenz and Lal, 2007
6	Dyes Fork, Ohio, USA	13	965	piesočnatá	neuvedené	neuvedené	neuvedené	Lorenz and Lal, 2007
7	Active Site, Ohio, USA	13	965	piesočnatá	neuvedené	neuvedené	neuvedené	Lorenz and Lal, 2007
8	Singer, Ohio, USA	13	965	piesočnatá	neuvedené	neuvedené	neuvedené	Lorenz and Lal, 2007
9	Witznitz, Nemecko	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	ano	neuvedené	Willscher et al., 2017
10	Berzdorf, Nemecko	8,25	650–700	piesočnatá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Dunger et al., 2004
11	Camberwell, Austrália	17,95	650	piesočnatá	zásadité	nie	neuvedené	Spargo a Doley, 2016
12	Belchatów, Poľsko	neuvedené	neuvedené	hlinitá	zásadité	neuvedené	Cd – 0.4	Placek-Lapaj et al., 2019
13	Haizhou, Čína	7.3	485,2	neuvedené	zásadité	neuvedené	neuvedené	Komnitsas et al., 2010
14	Teruel, CT1, Španielsko	11,0–14,0	466–480	piesočnatá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
15	Teruel, CT2, Španielsko	11,0–14,0	466–480	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
16	Teruel, CT3, Španielsko	12,9–13,3	413–478	piesočnatá	neutrálne	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008

17	Teruel, CT4, Španielsko	12,9–13,3	413–478	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
18	Teruel, CT5, Španielsko	11,0–14,0	466–480	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
19	Teruel, CT6, Španielsko	11,0–14,0	466–480	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
20	Teruel, CT7, Španielsko	11,0–14,0	466–480	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
21	Teruel, CT8, Španielsko	12,9–13,3	413–478	piesočnatá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Moreno-de las Heras et al., 2008
22	Tikok Colliery, TK1, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	kyslé	neuvedené	Cd – 0.61 Cr – 184.63	Singh a Narzary, 2021
23	Tikok Colliery, TK3, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	Cd – 0.5 Cr – 177	Singh a Narzary, 2021
24	Tikok Colliery, TK5, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	Cr – 176.46	Singh a Narzary, 2021
25	Tikok Colliery, TK6, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	zásadité	neuvedené	Cd – 1.47 Cr – 158.09	Singh a Narzary, 2021
26	Tikok Colliery, TK7, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	Cd – 0.44 Cr – 182.08	Singh a Narzary, 2021
27	Tikok Colliery, TK9, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	As – 25.25 Cd – 0.49 Cr – 154.95	Singh a Narzary, 2021
28	Tikok Colliery, TK11, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	Cd – 0.49 Cr – 124.01	Singh a Narzary, 2021
29	Tikok Colliery, TK12, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	neutrálne	neuvedené	Cd – 0.74 Cr – 186.52	Singh a Narzary, 2021
30	Tikok Colliery, TK16, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	kyslé	neuvedené	Cd – 0.46 Cr – 191.44	Singh a Narzary, 2021
31	Tikok Colliery, TK18, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	zásadité	neuvedené	Cd – 1.24 Cr – 144.31	Singh a Narzary, 2021
32	Tikok Colliery, TK19, India	neuvedené	neuvedené	ílovitá	kyslé	neuvedené	Cd – 0.49 Cr – 161.17	Singh a Narzary, 2021
33	Kuznetsk, Kedr1, Rusko	neuvedené	neuvedené	hlinitá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Luzyanin et al., 2023
34	Kuznetsk, Kedr2, Rusko	neuvedené	neuvedené	hlinitá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Luzyanin et al., 2023

35	Kuznetsk, Kedr3, Rusko	neuvedené	neuvedené	hlinitá	kyslé	neuvedené	neuvedené	Luzyanin et al., 2023
36	Bisrampur colliery, India	24	1240	hlinitá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Jain et al., 2004
37	Maritsa-Iztok, Mendikarovo, Bulharsko	neuvedené	neuvedené	hlinitá	neutrálne	nie	neprekročené	Atanassova et al., 2018
38	Maritsa-Iztok, Obruchishte, Bulharsko	neuvedené	neuvedené	ílovitá	silno kyslé	nie	neprekročené	Atanassova et al., 2018
39	Ćirikovac, Srbsko	10,2–11,1	650–700	piesočnatá	neutrálne	neuvedené	neprekročené	Miloradovic, 2011
40	PT Singlurus Pratama, 1, Indonézia	27	2250	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Woodbury et al., 2019
41	PT Singlurus Pratama, 2, Indonézia	27	2250	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Woodbury et al., 2019
42	PT Singlurus Pratama, 3, Indonézia	27	2250	ílovitá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Woodbury et al., 2019
43	Tirap colliery, 1, India	23,5–28	2000	kamenistá	silno kyslé	neuvedené	neuvedené	Gogoi et al., 2012
44	Tirap colliery, 2, India	neuvedené	neuvedené	kamenistá	silno kyslé	neuvedené	Cd – 14.14 Cr – 276.98	Dowarah et al., 2009
45	Borodinskii, Rusko	-0,6	375–400	ílovitá	zásadité	neuvedené	neuvedené	Trefilova et al., 2013
46	Mandaman, India	24	1241	kamenistá	neutrálne	nie	neuvedené	Chaulya et al., 2000
47	Chora of Eastern Coalfields Limited, India	24	1241	kamenistá	neutrálne	nie	neuvedené	Chaulya et al., 2000
48	Mudidih of Bharat Coking Coal Limited, India	24	1241	kamenistá	zásadité	nie	neuvedené	Chaulya et al., 2000
49	South Balanda of Mahanadi Coalfields Limited, India	24	1241	kamenistá	kyslé	nie	neuvedené	Chaulya et al., 2000
50	Ghugus of Western Coalfields Limited, India	24	1241	kamenistá	silno kyslé	nie	neuvedené	Chaulya et al., 2000

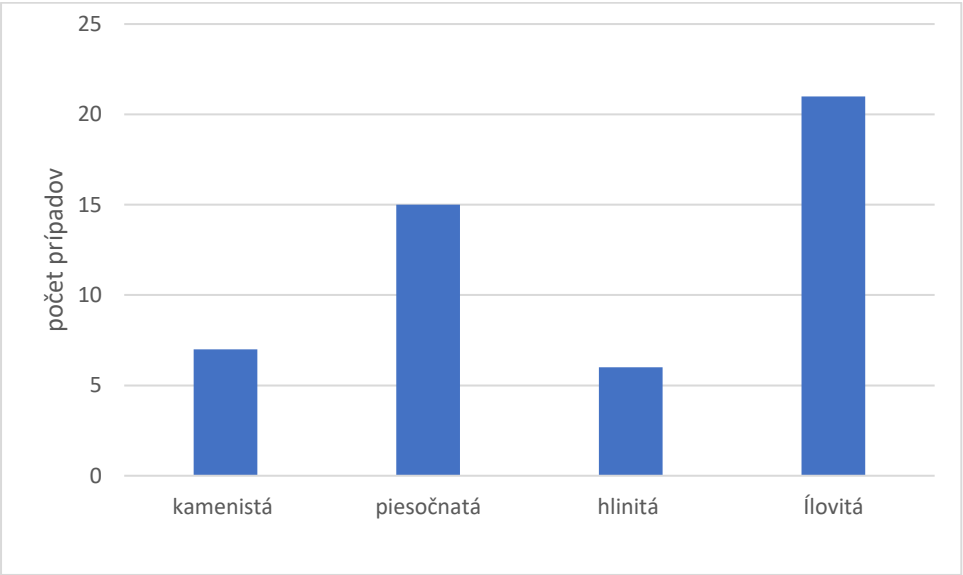
4.2. Klimatické pomery

Vzhľadom k tomu, že oblasti boli vybrané z rôznych časti sveta, je možné pozorovať značné rozpätie priemerných teplôt. Najnižšia priemerná teplota bola nameraná na lokalite Borodinskii v Rusku s hodnotou dosahujúcou -0,6 °C. Kontrastom je priemerná teplota nameraná v lokalite Tirap colliery, 1 v Indií, ktorej najvyššia hodnota činila 28 °C.

Čo sa priemerných ročných zrážok týka, najvyššia hodnota bola zaznamenaná v oblastiach PT Singlurus Pratama, 1–3 v Indonézii (2250 mm) a najnižšia v Dave Johnston vo Wyomingu v USA (266 mm). Z uvedených dát je možné konštatovať, že sa uhlie ťaží v rôznych klimatických podmienkach.

4.3. Zrnitosť

Z obrázku 3 vyplýva, že najčastejším druhom pôdy bola ílovitá (21 z 49 uvedených). Ílovitá pôda má často nižšiu priepustnosť pre vodu. Na výsypkách je dôležité, aby pôda mala dobré odvodňovacie vlastnosti, aby sa zabránilo zadržiavaniu vody. Problém predstavuje i fakt, že korene rastlín sa môžu ťažšie šíriť v hutnej pôde, čo môže viesť k obmedzenej absorpcii vody a živín. To môže mať negatívny vplyv na vegetáciu a regeneráciu na výsypke. Druhou najčastejšou pôdou bola piesočnatá, naopak nejmenej bolo hlušín v kategórii hlinité a prachovité, ktoré sú v bežných pôdach najčastejšie (Groenendyk et al., 2015).



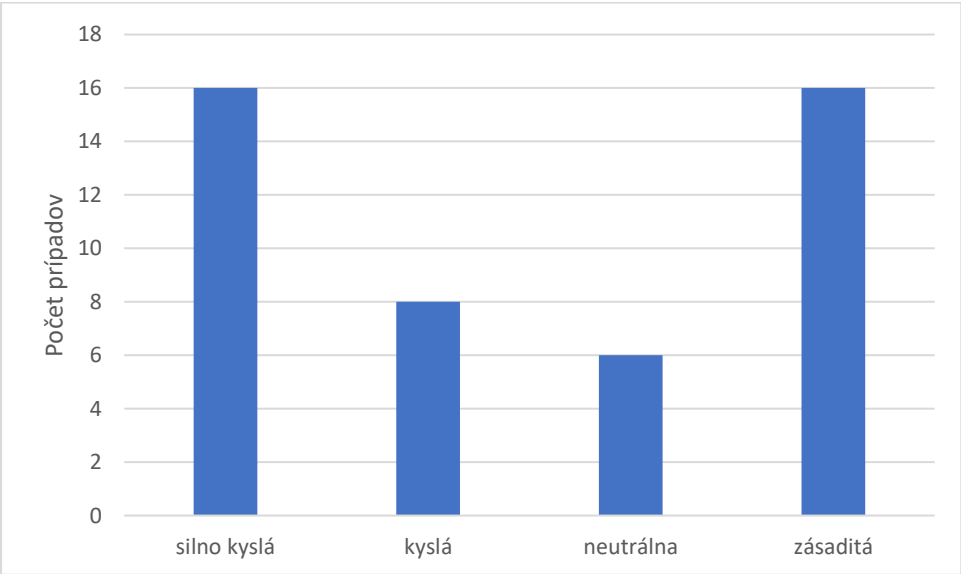
Obrázok 3: Výskyt pôdnych druhov na lokalitách

4.4. pH

Čo sa týka pH, prevažujú hlušiny silno kyslé a zásadité, ktoré sú približne rovnako hojne zastúpené (obr. 4). Priemerná hodnota pH na poľnohospodárskej pôde je pritom 5,8 (Fabian et al., 2014), pH bežných a výsypkových pôd sa líšia. V kyslom prostredí môžu byť niektoré živiny, ako vápnik, horčík a fosfor, menej dostupné pre rastliny. To môže mať za následok nedostatočný prísun týchto živín, čo sa prejavuje na farbe listov, štruktúre rastliny a celkovom zdraví (Hartemink a Barrow, 2023). Kyslosť znamená taktiež väčšiu mobilitu toxických kovov (napr. Al a Fe) (Frouz et al., 2005). Pri alkalickom prostredí naopak dochádza k deprivácií železa a zinku v rastlinách, čo negatívne ovplyvňuje rast (Luna et al., 2017).

Tabuľka 2: Klasifikácia pôdy na základe pH (The State of Queensland, 2013)

Hodnota pH	**Klasifikácia pôdy**
cez 7,5	zásaditá
od 6,5 do 7,5	neutrálna
od 5,5 do 7,5	kyslá
pod 5,5	silne kyslá



Obrázok 4: Výskyt silne kyslých, kyslých, neutrálnych a zásaditých pôd na lokalitách

4.5. Konduktivita

Konduktivita sa používa ako indikátor úrovne slanosti pôdy. Vyššie hodnoty konduktivity zvyčajne znamenajú vyšší obsah rozpustených solí, čo vedie k vyššej slanosti pôdy. Zasolenosť pôd bola zistená len na jednej lokalite (Witznitz, Nemecko), ostatné oblasti mali salinitu nízku, alebo hodnota konduktivity nebola uvedená, tým pádom nebolo možné určiť salinitu.

4.6. Ťažké kovy

V tabuľke 1 sú uvedené len koncentrácie ťažkých kovov, ktoré prekročili hraničné hodnoty vyplývajúce z tabuľky 3. U prevažnej väčšiny lokalít, u ktorých boli koncentrácie ťažkých kovov zistené, sa jednalo o kadmium a chróm. Koncentrácia arzénu bola prekročená iba v jednom prípade. Kadmium môže inhibovať fotosyntetické procesy narušením reakcií svetelnej fázy fotosyntézy, ktorá prebieha v thylakoidnej membráne (Dias et al., 2013). Arzén rovnako môže ovplyvniť fotosyntézu tým, že zasahuje do funkcie dôležitých fotosyntetických pigmentov a enzýmov (Azizur Rahman et al., 2007). Chrom môže spôsobiť tvorbu reaktívnych kyslíkových druhov v rastlinách, čo vedie k oxidačnému stresu. Tým dochádza k poškodeniu bunkových membrán a chlorofylu (Panda a Choudhury, 2005).

Tabuľka 3: Hraničné hodnoty koncentrácií chemických látok v pôde

Chemická látka	**Hraničná hodnota (mg/kg)** **(*Nařízení vlády č. 75/2015 Sb.*, 2015)**	**Hraničná hodnota (mg/kg)** **(Podlešáková et al., 2002)**
Olovo (Pb)	100	X
Kadmium (Cd)	0,4	X
Ortuť (Hg)	0,6	X
Chróm (Cr)	100	X
Arzén (As)	30	20

4.7. Vegetácia na výsypkách

Vzhľadom k tomu, že sa lokality vyskytujú v rôznych častiach sveta, je možné pozorovať diverzitu rastlinných druhov (tab. 4). Najčastejšími druhmi drevín rastúcich na výsypkách v Európe sú *Pinus* a *Populus*. Z bylín sa najviac vyskytovalo *Medicago sativa*. V Spojených štátoch Amerických boli najčastejšie zmieňované trávy, napríklad *Lolium perenne* a *Phelum pratense.* Na indických výsypkách sú charakteristické suché listnaté dreviny, napríklad *Dalbergia sisoo* a *Budea monosperma*. Medzi typické druhy rastlín v Rusku patria *Pinus*, *Betula pendula* a *Poa pratensis*, v Indonézii potom *Acacia mangium, Paraserianthes falcataria* a *M. malabathricum.* V Austrálii najčastejšie rástli rôzne druhy *Acacia* a *Eucalyptus.*

Nebola nájdená štúdia zmieňujúca sa, žeby na výsypkách na veľkých plochách nič nerástlo. Toto tvrdenie súhlasí so záverom Coradini et al. (2021), že výsypky síce predstavujú extrémne prostredie, ale i napriek tomu sú vhodné pre rast vegetácie.

Tabuľka 4: Druhy rastlín vyskytujúcich sa na výsypkách v daných lokalitách

	Lokalita	**Druhy rastlín**	**Zdroj**
1	Západná časť ČR	*Salix caprea, Poulus tremula*	Frouz et al., 2011
2	Sokolov, Česká republika	neuvedené	Tesnerová et al., 2017
3	Belle Ayr, Wyoming, USA	neuvedené	Ganjegunte et al., 2009
4	Dave Johnston, Wyoming, USA	neuvedené	Ganjegunte et al., 2009
5	Mount Carmel, Ohio, USA	neuvedené	Lorenz and Lal, 2007
6	Dyes Fork, Ohio, USA	*Robinia pseudoacacia, Liriodendron tuliperifera, Quercus rubra*	Lorenz and Lal, 2007
7	Active Site, Ohio, USA	*Lolium perenne, Phleum pratense, Lotus corniculatus , Poa pratensis*	Lorenz and Lal, 2007
8	Singer, Ohio, USA	*Lolium perenne, Phleum pratense, Lotus corniculatus, Poa pratensis*	Lorenz and Lal, 2007
9	Witznitz, Nemecko	*Medicago sativa, Dactylis glomerata*	Willscher et al., 2017
10	Berzdorf, Nemecko	*Alnus glutinosa, Populus sp., Robinia pseudacacia*	Dunger et al., 2004
11	Camberwell, Austrália	*Angophora floribunda, Corymbia maculata, Eucalyptus albens, E. crebra, Acacia linearifolia, Acacia parvipinula*	Spargo a Doley, 2016
12	Belchatów, Poľsko	*Pinus sylvestris, Miscanthus x giganteus*	Placek-Lapaj et al., 2019
13	Haizhou, Čína	neuvedené	Komnitsas et al., 2010

14	Teruel, CT1, Španielsko	*Polygonum aviculare, Iberis sp.*	Moreno-de las Heras et al., 2008
15	Teruel, CT2, Španielsko	*Lolium perenne, Onobrychis viciifolia*	Moreno-de las Heras et al., 2008
16	Teruel, CT3, Španielsko	*Medicago minima, Silene muscipula, Raphanus raphanistrum*	Moreno-de las Heras et al., 2008
17	Teruel, CT4, Španielsko	*Coronilla scorpioides, Helicrysum stoechas, Astragalus hamosus*	Moreno-de las Heras et al., 2008
18	Teruel, CT5, Španielsko	*Medicago sativa*	Moreno-de las Heras et al., 2008
19	Teruel, CT6, Španielsko	*Festuca arundinacea, Sonchus asper, Filago vulgaris, Anacyclus clavatus*	Moreno-de las Heras et al., 2008
20	Teruel, CT7, Španielsko	*Thymus vulgaris , Xeranthemum annuum, Plantago lanceolata*	Moreno-de las Heras et al., 2008
21	Teruel, CT8, Španielsko	*Rosmarinus officinalis, Genista scorpius, Dorycnium pentaphyllum*	Moreno-de las Heras et al., 2008
22	Tikok Colliery, TK1, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
23	Tikok Colliery, TK3, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
24	Tikok Colliery, TK5, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
25	Tikok Colliery, TK6, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
26	Tikok Colliery, TK7, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
27	Tikok Colliery, TK9, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
28	Tikok Colliery, TK11, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
29	Tikok Colliery, TK12, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
30	Tikok Colliery, TK16, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
31	Tikok Colliery, TK18, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
32	Tikok Colliery, TK19, India	neuvedené	Singh a Narzary, 2021
33	Kuznetsk, Kedr1, Rusko	*Pinus sylvestris, Betula pendula Roth, Onobrychis arenaria, Poa pratensis*	Luzyanin et al., 2023
34	Kuznetsk, Kedr2, Rusko	*Hippophae rhamnoides, Padus avium Mill., Pinus sylvestris, Betula pendula*	Luzyanin et al., 2023
35	Kuznetsk, Kedr3, Rusko	*Hippophae rhamnoides, Padus avium Mill., Pinus sylvestris, Betula pendula*	Luzyanin et al., 2023
36	Bisrampur colliery, India	*Shorea robusta. Diospyros melanoxylon, Madhuca latifolia, Butea monosperma*	Jain et al., 2004

37	Maritsa-Iztok, Mendikarovo, Bulharsko	neuvedené	Atanassova et al., 2018
38	Maritsa-Iztok, Obruchishte, Bulharsko	*Pinus nigra*	Atanassova et al., 2018
39	Ćirikovac, Srbsko	*Pinus nigra, Populus nigra, P. alba and P. euamericana, Robinia pseudoacacia*	Miloradovic, 2011
40	PT Singlurus Pratama, 1, Indonézia	*Acacia mangium, Paraserianthes falcataria, C. hirta, M. malabathricum*	Woodbury et al., 2019
41	PT Singlurus Pratama, 2, Indonézia	*Acacia mangium, Paraserianthes falcataria, C. hirta, M. malabathricum*	Woodbury et al., 2019
42	PT Singlurus Pratama, 3, Indonézia	*Acacia mangium, Paraserianthes falcataria, C. hirta, M. malabathricum*	Woodbury et al., 2019
43	Tirap colliery, 1, India	*Dalbergia sisso, Mimosa pigra, Cymbopogon flexuosus, Saccharum spontaneum*	Gogoi et al., 2012
44	Tirap colliery, 2, India	*Dalbergia sisso, Mimosa pigra, Cymbopogon flexuosus, Saccharum spontaneum*	Dowarah et al., 2009
45	Borodinskii, Rusko	*Cannabis ruderalis, Carduus crispus, Cirsium setosum, Poa pratensis*	Trefilova et al., 2013
46	Mandaman, India	*Butea monosperma, Dalbergia sisoo, Saccharum spontaneum, Agiratum spp*	Chaulya et al., 2000
47	Chora of Eastern Coalfields Limited, India	*Butea monosperma, Dalbergia sisoo, Saccharum spontaneum, Agiratum spp*	Chaulya et al., 2000
48	Mudidih of Bharat Coking Coal Limited, India	*Butea monosperma, Dalbergia sisoo, Saccharum spontaneum, Agiratum spp*	Chaulya et al., 2000
49	South Balanda of Mahanadi Coalfields Limited, India	*Butea monosperma, Dalbergia sisoo, Saccharum spontaneum, Agiratum spp*	Chaulya et al., 2000
50	Ghugus of Western Coalfields Limited, India	*Butea monosperma, Dalbergia sisoo, Saccharum spontaneum, Agiratum spp*	Chaulya et al., 2000

5. Záver

V tejto práci boli popísane jednotlivé vlastnosti výsypkových substrátov z 50 rôznych banských lokalít a ich vplyvy na životné prostredie. Na základe zhodnotených dát som zistil, že najčastejším druhom pôdy na výsypkách je íl, čo môže predstavovať problém pre rozvoj koreňového systému a kvôli zadržovaniu vody. pH výsypiek bolo buď silne kyslé alebo naopak zásadité. V oboch prípadoch to znamená zníženú schopnosť rastlín vstrebávať esenciálne prvky, napríklad Cu, Mg, P, Fe a Zn. Kyslé prostredie taktiež umožňuje biodostupnosť toxických kovov (Al, Fe) pre rastliny. Ďalším skúmaným parametrom bola konduktivita, ktorá je merítkom slanosti pôdy. Zasolená pôda sa vyskytovala len v jednej lokalite. Bolo skúmaných taktiež 5 ťažkých kovov, z ktorých 3 prekročili hraničné hodnoty fytotoxicity. Konkrétne sa jednalo o Cd, Cr a v jedinom prípade aj As. Da sa taktiež konštatovať, že na lokalitách v rovnakých častiach sveta, sa vyskytujú podobné druhy rastlín. Na záver môžem dodať, že uhlie sa ťaží za rozličných klimatických podmienok.

6. Zdroje

Akcil, A., Koldas, S., 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. J. Clean. Prod., Improving Environmental, Economic and Ethical Performance in the Mining Industry. Part 2. Life cycle and process analysis and technical issues 14, 1139–1145. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006

Alpay, S., Yavuz, M., 2009. Underground mining method selection by decision making tools. Tunn. Undergr. Space Technol. 24, 173–184. https://doi.org/10.1016/j.tust.2008.07.003

Atanassova, I., Benkova, M., Banov, M., Tsetska, Nenova, L., Harizanova, M., 2018. Geochemical associations in technogenic soils (Technosols) of contrasting hydrological characteristics from the region of maritsa-iztok coal mine in bulgaria. Bulg. J. Agric. Sci. 24.

Azizur Rahman, M., Hasegawa, H., Mahfuzur Rahman, M., Nazrul Islam, M., Majid Miah, M.A., Tasmen, A., 2007. Effect of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (Oryza sativa L.) varieties in Bangladesh. Chemosphere 67, 1072–1079. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.061

Bian, Z., Inyang, H.I., Daniels, J.L., Otto, F., Struthers, S., 2010. Environmental issues from coal mining and their solutions. Min. Sci. Technol. China 20, 215–223. https://doi.org/10.1016/S1674-5264(09)60187-3

Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. Ecol. Eng. 8, 255–269. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0

Britannica, n.d. World Distribution of Coal [WWW Document]. URL https://www.britannica.com/science/coal-fossil-fuel/World-distribution-of-coal (accessed 8.14.23).

Chaulya, S., Singh, R., Chakraborty, M.K., Tewary, B.K., 2000. Bioreclamation of coal mine overburden dumps in India 8, 189–199.

CHMI, n.d. Půdní druhy - klasifikace půd podle textury (zrnitosti) [WWW Document]. URL https://www.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/CB/runoff_cz/navmenu.php_tab_1_page_4.1.0.htm?fbclid=IwAR3Y6zMAQ4LHLkfvJDq4FKCcYUIRY32XEo011k3fM10S7ywigjVs0_3iF9w (accessed 8.13.23).

Coradini, K., Krejčová, J., Frouz, J., 2021. Potential of vegetation and woodland cover recovery during primary and secondary succession, a global quantitative review. Land Degrad. Dev. 33. https://doi.org/10.1002/ldr.4166

Dias, M.C., Monteiro, C., Moutinho-Pereira, J., Correia, C., Gonçalves, B., Santos, C., 2013. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. Acta Physiol. Plant. 35, 1281–1289. https://doi.org/10.1007/s11738-012-1167-8

Dowarah, J., Boruah, H., Gogoi, J., Pathak, N., Saikia, N., Handique, A., 2009. Eco-restoration of a high-sulphur coal mine overburden dumping site in northeast India: A case study. J. Earth Syst. Sci. 118, 597–608. https://doi.org/10.1007/s12040-009-0042-5

Dulias, R., 2016. The Impact of Mining on the Landscape. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29541-1

Dunger, W., Schulz, H.-J., Zimdars, B., Hohberg, K., 2004. Changes in collembolan species composition in Eastern German mine sites over fifty years of primary succession. Pedobiologia 48, 503–517. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.07.005

Fabian, C., Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Baritz, R., Haslinger, E., Albanese, S., Andersson, M., Batista, M., Bel-lan, A., Cicchella, D., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Dinelli, E., Ďuriš, M., Dusza-Dobek, A., Eggen, O., Eklund, M., Zomeni, Z., 2014. GEMAS: Spatial distribution of the pH of European agricultural and grazing land soil. Appl. Geochem. 48, 207–216. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.07.017

Foster, G.R., Young, R.A., Römkens, M.J.M., Onstad, C.A., 1985. Processes of Soil Erosion by Water. Soil Eros. Crop Product. 137–162. https://doi.org/10.2134/1985.soilerosionandcrop.c9

Frouz, J., 2011. ROZVOJ PŮD JAKO ZÁKLADNÍ PŘEDPOKLAD OBNOVY EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽEB NA TĚŽCE DISTURBOVANÝCH PLOCHÁCH. ACTA Environ. Univ. Comen. Bratisl. 19, 66–70.

Frouz, J., Kalčík, J., Velichová, V., 2011. Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. Ecol. Eng. 37, 1910–1913. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.039

Frouz, J., Krištůfek, Vá., Bastl, J., KalČÍk, J., VaňkovÁ, H., 2005. Determination of Toxicity of Spoil Substrates After Brown Coal Mining Using a Laboratory Reproduction Test with Enchytraeus crypticus (Oligochaeta). Water. Air. Soil Pollut. 162, 37–47. https://doi.org/10.1007/s11270-005-5991-y

Frouz, J., Kuráž, V., 2013. Soil Fauna And Soil Physical Properties, in: Soil Biota And Ecosystem Development In Post Mining Sites. CRC Press, Boca Raton.

Fugiel, A., Burchart-Korol, D., Czaplicka-Kolarz, K., Smoliński, A., 2017. Environmental impact and damage categories caused by air pollution emissions from mining and quarrying sectors of European countries. J. Clean. Prod. 143, 159–168. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.136

Ganjegunte, G.K., Wick, A.F., Stahl, P.D., Vance, G.F., 2009. Accumulation and composition of total organic carbon in reclaimed coal mine lands. Land Degrad. Dev. 20, 156–175. https://doi.org/10.1002/ldr.889

Ghose, M.K., Majee, S.R., 2001. Air pollution caused by opencast mining and its abatement measures in India. J. Environ. Manage. 63, 193–202. https://doi.org/10.1006/jema.2001.0434

Gogoi, J., Pathak, N., Duarah, I., Boruah, H., Saikia, N., Handique, A., 2012. Microbial Activity in High-Sulfur Reclaimed Coal Mine Overburden Sites. Soil Sediment Contam. - SOIL SEDIMENT CONTAM 21, 42–50. https://doi.org/10.1080/15320383.2012.636774

Groenendyk, D., Ferré, T., Thorp, K., Rice, A., 2015. Hydrologic-Process-Based Soil Texture Classifications for Improved Visualization of Landscape Function. PloS One 10, e0131299. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131299

Guzmán, J.I., Karpunina, A., Araya, C., Faúndez, P., Bocchetto, M., Camacho, R., Desormeaux, D., Galaz, J., Garcés, I., Kracht, W., Lagos, G., Marshall, I., Pérez, V., Silva, J., Toro, I., Vial, A., Wood, A., 2023. Chile: On the road to global sustainable mining. Resour. Policy 83, 103686. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.103686

Hartemink, A.E., Barrow, N.J., 2023. Soil pH - nutrient relationships: the diagram. Plant Soil 486, 209–215. https://doi.org/10.1007/s11104-022-05861-z

Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H., 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). Ecol. Eng. 36, 768–776. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.01.007

Igogo, T., Awuah-Offei, K., Newman, A., Lowder, T., Engel-Cox, J., 2021. Integrating renewable energy into mining operations: Opportunities, challenges, and enabling approaches. Appl. Energy 300, 117375. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.117375

Jain, A., Banerjee, S.K., Mishra, T.K., Singh, A.K., 2004. Impact of plantation on ecosystem development in drastically disturbed coal mine overburden spoils. J. Trop. For. Sci. 16, 294–307.

Komnitsas, K., Guo, X., Li, D., 2010. Mapping of soil nutrients in an abandoned Chinese coal mine and waste disposal site. Miner. Eng. 23, 627–635. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2010.02.009

Lazorko, H., Van Rees, K.C.J., 2012. Root Distributions of Planted Boreal Mixedwood Species on Reclaimed Saline–Sodic Overburden. Water. Air. Soil Pollut. 223, 215–231. https://doi.org/10.1007/s11270-011-0852-3

Lorenz, K., Lal, R., 2007. Stabilization of organic carbon in chemically separated pools in reclaimed coal mine soils in Ohio. Geoderma 141, 294–301. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.008

Luna, D.F., Aguirre, A., Pittaro, G., Bustos, D., Ciacci, B., Taleisnik, E., 2017. Nutrient deficiency and hypoxia as constraints to Panicum coloratum growth in alkaline soils. Grass Forage Sci. 72, 640–653. https://doi.org/10.1111/gfs.12263

Luzyanin, S., Resenchuk, A., Osipova, M., Sidorov, D., 2023. Diversity of ground-dwelling arthropods on overburden dumps after coal mining. Ecol. Montenegrina 61, 68–87. https://doi.org/10.37828/em.2023.61.8

Mardonova, M., Han, Y.-S., 2023. Environmental, hydrological, and social impacts of coal and nonmetal minerals mining operations. J. Environ. Manage. 332, 117387. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117387

Mi, J., Hou, H., Jin, Z., Yang, X., Hua, Y., 2023. Long-Term Impact of Ground Deformation on Vegetation in an Underground Mining Area: Its Mechanism and Suggestions for Revegetation. Land 12, 1231. https://doi.org/10.3390/land12061231

Miloradovic, J., 2011. RECLAMATION SUCCESS IN POST-MINING LANDSCAPES IN THE REPUBLIC SERBIA: A REVIEW OF PEDOLOGICAL, FLORISTIC AND MICROBIOLOGY STUDIES.

Monika, Govil, H., Guha, S., 2023. Underground mine deformation monitoring using Synthetic Aperture Radar technique: A case study of Rajgamar coal mine of Korba Chhattisgarh, India. J. Appl. Geophys. 209, 104899. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2022.104899

Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., Espigares, T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. Ecol. Eng. 34, 168–178. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.017

Mossa, J., James, A., 2013. Impacts of Mining on Geomorphic Systems, in: Treatise on Geomorphology. pp. 74–95. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00344-4

Myers, R.J., 2010. One-Hundred Years of pH. J. Chem. Educ. 87, 30–32. https://doi.org/10.1021/ed800002c

Nařízení vlády č. 75/2015 Sb., 2015.

Onder, M., Yigit, E., 2009. Assessment of respirable dust exposures in an opencast coal mine. Environ. Monit. Assess. 152, 393–401. https://doi.org/10.1007/s10661-008-0324-4

Panda, S.K., Choudhury, S., 2005. Chromium stress in plants. Braz. J. Plant Physiol. 17, 95–102. https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100008

Placek-Lapaj, A., Grobelak, A., Fijalkowski, K., Singh, B.R., Almås, Å.R., Kacprzak, M., 2019. Post – Mining soil as carbon storehouse under polish conditions. J. Environ. Manage. 238, 307–314. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.005

Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R., 2002. Critical values of trace elements in soils from the viewpoint of the transfer pathway soil - Plant. Rostl. Vyroba 48, 193–202. https://doi.org/10.17221/4224-PSE

Prasad, M.N.V., Favas, P.J. de C., Maiti, S.K., 2018. Bio-geotechnologies For Mine Site Rehabilitation. Elsevier.

Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J., 1998. Fyziologie rostlin. Academia, Praha.

Qi, C., 2020. Big data management in the mining industry. Int. J. Miner. Metall. Mater. 27, 131–139. https://doi.org/10.1007/s12613-019-1937-z

Richards, I.G., Palmer, J.P., Barratt, P.A., 1993. The Reclamation of Former Coal Mines and Steelworks. Elsevier.

Richter, M., 2012. ÚVOD DO PRŮMYSLOVÝCH TECHNOLOGIÍ [WWW Document]. URL https://docplayer.cz/1999818-Uvod-do-prumyslovych-technologii-miroslav-richter.html (accessed 8.13.23).

Sahoo, P.K., Equeenuddin, Sk.Md., Powell, M.A., 2016. Trace Elements in Soils around Coal Mines: Current Scenario, Impact and Available Techniques for Management. Curr. Pollut. Rep. 2, 1–14. https://doi.org/10.1007/s40726-016-0025-5

Scherer, T., Franzen, D., Cihacek, L., 2013. Soil, water and plant characteristics important to irrigation.

Sengupta, M., 2021. Environmental Impacts of Mining: Monitoring, Restoration, and Control, Second Edition, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton. https://doi.org/10.1201/9781003164012

Sharma, P., Dubey, R.S., 2005. Lead toxicity in plants. Braz. J. Plant Physiol. 17, 35–52. https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004

Simate, G.S., Ndlovu, S., 2014. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. J. Environ. Chem. Eng. 2, 1785–1803. https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.021

Singh, K.N., Narzary, D., 2021. Geochemical characterization of mine overburden strata for strategic overburden-spoil management in an opencast coal mine. Environ. Chall. 3, 100060. https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100060

Singh, K.Y., Gupta, B.R.K., 2003. A simple approach to analyse the thermal expansion in minerals under the effect of high temperature. Phys. B Condens. Matter 334, 266–271. https://doi.org/10.1016/S0921-4526(03)00075-9

Spargo, A., Doley, D., 2016. Selective coal mine overburden treatment with topsoil and compost to optimise pasture or native vegetation establishment. J. Environ. Manage. 182, 342–350. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.095

Štýs, S., 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. Nakladatelství technické literatury.

Tesnerová, C., Zadinová, R., Pikl, M., Zemek, F., Kadochová, Š., Matějíček, L., Mihaljevič, M., Frouz, J., 2017. Predicting the toxicity of post-mining substrates, a case study based on laboratory tests, substrate chemistry, geographic information systems and remote sensing. Ecol. Eng. 100, 56–62. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.014

The State of Queensland, 2013. Soil pH [WWW Document]. URL https://www.qld.gov.au/environment/land/management/soil/soil-properties/ph-levels (accessed 8.15.23).

Trefilova, O., Grodnitskaya, I., Efimov, D., 2013. Dynamics of the ecological-functional parameters of replantozems on dumps of open-pit coal mines in Central Siberia. Eurasian Soil Sci. 46. https://doi.org/10.1134/S106422931401013X

Wang, P., Sun, Z., Hu, Y., Cheng, H., 2019. Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact. Sci. Total Environ. 695, 133893. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133893

Wang, Y., Yu, M., Bo, Z., Bedrikovetsky, P., Le-Hussain, F., 2021. Effect of temperature on mineral reactions and fines migration during low-salinity water injection into Berea sandstone. J. Pet. Sci. Eng. 202, 108482. https://doi.org/10.1016/j.petrol.2021.108482

Water Science School, 2018. Mining and Water Quality [WWW Document]. URL https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/mining-and-water-quality?qt-

science_center_objects=0&fbclid=IwAR0ZP2BYsnzXGFsC_nMSEUUIeZXXyGalFbyQNI6uj0uxMIbwxQYJgZlfUTU (accessed 8.13.23).

Willscher, S., Schaum, M., Goldammer, J., Franke, M., Kuehn, D., Ihling, H., Schaarschmidt, T., 2017. Environmental biogeochemical characterization of a lignite coal spoil and overburden site in Central Germany. Hydrometallurgy 173, 170–177. https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2017.08.008

Woodbury, D., Yassir, I., Insya, A., Doroski, D., Queenborough, S., Ashton, M., 2019. Filling a void: Analysis of early tropical soil and vegetative recovery under leguminous, post-coal mine reforestation plantations in East Kalimantan, Indonesia. Land Degrad. Dev. 31. https://doi.org/10.1002/ldr.3464

Younger, P.L., 2001. Mine water pollution in Scotland: nature, extent and preventative strategies. Sci. Total Environ. 265, 309–326. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00673-2

Žibret, G., Gosar, M., Miler, M., Alijagić, J., 2018. Impacts of mining and smelting activities on environment and landscape degradation—Slovenian case studies. Land Degrad. Dev. 29, 4457–4470. https://doi.org/10.1002/ldr.3198

Zvarivadza, T., 2018. Sustainability in the mining industry: An evaluation of the National Planning Commission's diagnostic overview. Resour. Policy, Special issue on Mineral Economics research at Wits: Papers in honor of Richard Minnitt 56, 70–77. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.01.008