

**Univerzita Karlova v Praze**

**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Environmentální vědy

Studijní obor: Environmentální vědy



**Mgr. Jiří Cejpek**

**Vodní režim půd rekultivovaných a nerektivovaných výsypek po těžbě uhlí**

Soil water regime of reclaimed and unreclaimed post mining heaps

**Disertační práce**

Vedoucí práce/Školitel: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2018

**Prohlášení:**

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

V Praze, 16.05.2018

Podpis

## **Poděkování**

Mé největší poděkování náleží mému vedoucímu práce prof. Janu Frouzovi za inspiraci, připomínky a za trpělivou podporu, která byla během studia značná.

Další mé poděkování směřuji ke kolegům z Univerzity Karlovy v Praze a Ústavu půdní biologie BC AV ČR, kteří podporovali moji práci a propůjčili své mentální a manuální schopnosti na terénní a laboratorní práce. Děkuji zejména Martinu Bartuškoví, Ondřeji Mudrákovi, Jitce Hubáčové, Petru Heděncovi, Veronice Jílkové. Panu doc. Ing. Václavu Kurážovi, CSc. děkuji za jeho cenný čas, poznatky, podporu a kontakty.

Závěrem bych rád poděkoval svým rodičům, sourozencům a manželce Jarce za životní vedení a trpělivost.

## Obsah

1. Seznam odborných článků a podíl autora:.....	5
2. Abstrakt.....	7
3. Úvod .....	9
4. Těžba nerostných surovin .....	9
5. Vlastnosti půd a vodní režim výsypek.....	10
6. Spontánní sukcese .....	14
7. Postup rekultivačních prací po těžbě uhlí.....	15
7.1. Technická rekultivace .....	15
7.2. Biologická rekultivace .....	16
8. Hlavní otázky a hypotézy .....	18
9. Použitá literatura .....	22
10. Odborné články .....	25
Článek, č. 1 .....	25
Článek, č. 2 .....	33
Článek, č. 3 .....	42
Článek, č. 4 .....	52

## 1. Seznam odborných článků a podíl autora:

- 1) KURÁŽ, V., FROUZ, J., KURÁŽ, M., MAKO, A., SHUSTR, V., **CEJPEK, J.**, ROMANOV, OV., ABAKUMOV, EV. Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. Eurasian Soil Science. 2012, 45, 3, 266 - 272.

**Podíl autora na článku:** *Jiří Cejpek byl odpovědný za terénní práce na Velké podkrušnohorské výsypce, kde měřil půdní vlhkost, ze kterých následně vypracoval grafy pro zmíněný článek.*

- 2) **CEJPEK, J.**, KURÁŽ, V., FROUZ, J. Hydrological Properties of Soils in Reclamation and Unreclamation Sites after Brown-Coal Mining. Polish Journal Environmental Study. 2013, roč. 22, č. 3, 645-652.

**Podíl autora na článku:** *Jiří Cejpek byl odpovědný za terénní práce na Velké podkrušnohorské výsypce, kde měřil měsíčně půdní vlhkost, odebíral neporušené půdní vzorky pro analýzu půdních vlastností. Byl též odpovědný za přepočítání relativní vlhkosti na vlhkost objemovou a za sestavení článku.*

- 3) **CEJPEK, J.**, KURÁŽ, V., VINDUŠKOVÁ, O., FROUZ, J. Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites. Ecohydrology, 2017.

**Podíl autora na článku:** *Jiří Cejpek byl odpovědný za terénní práce na Velké podkrušnohorské výsypce, kde měřil půdní vlhkost, odebíral neporušené půdní vzorky pro analýzu půdních vlastností, měřil tok vody po kmeni, podpovrchový, povrchový odtok a podkorunové srážky. V samotném článku sestavil hrubou kostru textu, připravil přehled fyzikálních a chemických vlastností. Statistické hodnocení dat a finální vydání článku připravil vedoucí práce prof. Jan Frouz a kolegyně Mgr. Olga Vindušková, Ph.D.*

- 4) **CEJPEK, J.**, FROUZ, J. Obnova vodního režimu na výsypkách. VTEI: Vodohospodářské technicko-ekonomické informace. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i. Praha, 2013, roč. 55, č. 4, 11.

**Podíl autora na článku:** *Jiří Cejpek byl odpovědný za napsání článku, který byl vydán v odborném českém časopise bez impaktového hodnocení. Článek se zabýval stručným přehledem postupu rekultivačních prací, které jsou zaměřené na podporu a udržení příznivého vodního režimu na výsypkách s ohledem na prvotní technickou přípravu terénu a využití technologií.*

Vedoucí práce/Školitel a spoluautor odborných článků, prof. Jan Frouz, souhlasí v plném rozsahu s výše uvedenými publikačními podíly autora, Mgr. Jiřího Cejčka.

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

## **2. Abstrakt**

Tato disertační práce porovnává vodní režim rekultivovaných a nerektivovaných výsypek po těžbě hnědého uhlí se zvláštním zřetelem na vývoj hydrologických vlastností půd, které jsou určující pro pohyb a zadržování vody v půdě.

Zásadní vliv na zásobu půdní vody má technologie zakládání výsypky a její stáří, které spoluurčuje rozvoj vegetace. Během rozvoje půd na výsypkách se zvětšuje polní vodní kapacita a tím schopnost zadržovat vodu, zvětšuje se ale i bod vadnutí. Tyto změny souvisí s akumulací organické hmoty v půdě a s rozpadem jílovců na částice o velikosti fyzikálního jílu. Rozvoj schopnosti výsypkových půd vázat vodu je větší na rekultivovaných stanovištích, kde dochází k rychlejšímu rozvoji svrchního organominerálního horizontu, je zde však větší i bod vadnutí a spotřeba vody. Na nerektivovaných stanovištích dochází k rozvoji půdního substrátu pomaleji. Celkově jsou, ale rozdíly ve vodním režimu mezi rekultivovanými a nerektivovanými plochami malé.

## **Abstract**

This PhD thesis compares the water regime of reclaimed and unreclaimed spoil heaps after brown coal mining, with special regard to the development of hydrological properties of soils, which are determinant for the movement and retention of water in the soil.

The basic influence on the supply of soil water has the technology of pouring the spoil heaps and aging, which co-regulates the development of vegetation. During the development of soil's spoil heaps increases field water capacity and water retention, but also increases the wilting point. These changes are related to the accumulation of organic matter in the soil and the degradation of claystones to particle size of physical clay. The development of the ability of the spoil heaps soils to bind water is greater in reclaimed areas, where the upper organomineral horizon develops more rapidly, but there is also a wilting point and water consumption. On unreclaimed area, the soil substrate develops more slowly. Overall, the differences in water regime between reclaimed and unreclaimed areas are small.

### 3. Úvod

Půda je nejen hlavním prostředkem k produkci potravin, paliv, dřeva, vláken a dalších komodit, ale je i neobnovitelným přírodním zdrojem, který má rozhodující vliv na veškeré živé dění na Zemi. Je to systém, který podporuje život na pevnině a je stejně zranitelný jako živé organismy (**Fraser a Piercy 1998; Brady a Weil 2002; Kutílek 2012**). Bez půdy by voda po dešti nebo po tání sněhu okamžitě odtékala do koryt potoků a řek, a nakonec do moře (**Kutílek 2012**). Z hlediska rostlin a půdních organismů je vodní režim zcela zásadním a limitujícím faktorem (**Kuráž 2003**). Objem veškeré vody obsažené v půdách všech pevnin je více než desetkrát větší, než je objem vody v korytech všech řek i potůčků (**Kutílek 2012**).

V důsledku vzrůstajících lidských energetických potřeb v minulém století, docházelo ke značným záborům půdy a následné devastaci rozsáhlých území vlivem těžby nerostných surovin. Tyto zásahy do ekosystému s sebou přinesly mnoho negativních vlivů na okolní krajinu a tím došlo k pozměnění tradičních přírodních procesů, jako jsou procesy klimatické, hydrologické, vegetační a ekologické. Rekultivace postižených území se tak stala povinností v okamžiku, kdy člověk takovým to způsobem a ve velkém měřítku začal ovlivňovat přírodu kolem sebe (**Lhotský a kol. 1994**). Povinnost rekultivace je zanesena od roku 1988 (1.7.1988) v české legislativě, konkrétně v zákoně č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), v § 31 odst. 5.

Čerstvě navezená skrývka, která utváří antropogenní novotvar výsypku, velmi často trpí erozí, nedostatkem půdní vody z důvodů absence hladiny podzemní vody a při zvýšených teplotách tak dochází k přehřívání a vysušování takto vzniklých ploch. V některých případech, kdy jsou plochy takto narušeny s kombinací nevhodné technologické přípravy, může docházet k jejich zborcení.

Proces utváření a obnovy vodního režimu je proces složitý a dlouhodobý, který podléhá interaktivním změnám uvnitř půdního prostředí a prostředí nad povrchem. Při tomto procesu je zásadní, složení půdotvorného substrátu, výskyt a kvalita půdní organické hmoty, přítomnost půdní fauny a vyváženost vodní bilance s dostatečnou zásobou dostupné půdní vody (**Šantrůčková 2001; Šantrůčková a kol. 2004**).

### 4. Těžba nerostných surovin

Těžba nerostných surovin, zejména pak těžba povrchová, má značný devastující účinek na ekosystémy, dochází při ní k přesunům milionů kubíků skrývkové nadložní zeminy

a tvorbě nových ekosystémů, vnějších a vnitřních výsypek. Výsypka je předmětem spontánní sukcese a řízené rekultivace (**Štýs 1981, 1997; Dimitrovský 2001; Frouz a kol. 2008**).

Skrývka nadložních hornin a jejich ukládání do vnitřních či vnějších sypných prostorů se provádí tak, aby na povrch nově vzniklých recentních útvarů (výsypek) přišly zejména takové horninotvorné materiály, které mají nejvyšší potenciální úrodnost (**Dimitrovský 1976**).

## 5. Vlastnosti půd a vodní režim výsypek

Výsypky se skládají z různých vytěžených hornin, po jejichž zvětrávání vznikají zeminy, které jsou nositeli půdotvorných procesů a výchozími substráty při tvorbě „nových“ půd (**Štýs 1981, 1997; Dimitrovský 2001; Frouz a kol. 2008; Cejpek a kol. 2013**). Takové půdy jsou nazývány antropogenními a jsou často velice heterogenní, co se týče do jejich složení. Heterogenita půd má za následek vysokou rozmanitost bakterií, hub, mikroskopické a makroskopické půdní živočichy. Tyto organismy jsou primární hnací silou rozkladu organických materiálů, úpravy půdního prostředí a koloběhu půdních živin. Půdní organismy ovlivňující fyzikální vlastnosti půdy, dynamiku živin a vodní režim (**Zuckerman 2008; Šimek 2003**).

Jelikož sokolovské hnědouhelné sloje vznikaly především v období třetihor, jsou na ně vázána mocná souvrství sedimentů (**Richards a kol. 1993; Kříbek a kol. 1998**). Na Sokolovsku převládají jíly cyprisového souvrství, obsahující převážně trojsíťové jílové minerály s převahou smíšené struktury illitu a montmorillonitu s příměsí kaolinitu a chloritu, které svojí mocností dosahují až 200 m. Tyto jíly jsou pojmenovány podle drobného vodního korýše skořepatce *Cypris Augusta* jehož přítomnost ve formě zkamenělin je typickým znakem těchto usazených vrstev a patří mezi příznivé výsypkové substráty z hlediska půdotvorného vývoje, z důvodů výskytu vápenitých schránek (**Jonáš 1975; Štýs 1981**). Přestože výsypky jsou tvořeny hlavně jílovci, je obsah fyzikálního jílu na mladých výsypkách malý a postupně se zvětšuje se stářím výsypek (**Kuráž 2003**).

Celková pórovitost čerstvé výsypky může dosáhnout až 70 %, ta se mění v závislosti na rozvoji samotné výsypky. Vysoká, nerovnoměrná stlačitelnost a sedání si výsypky v průběhu let komplikuje jejich budoucí využití pro zakládání budoucích staveb. Dalším problematickým faktorem je změna struktury výsypek v čase, při které dochází k jejich homogenizaci a přeměně původně sypkého materiálu na zeminu s mechanickým chováním odpovídajícím jílu. V důsledku těchto faktorů jsou mechanické vlastnosti starých výsypek

obtížně předpověditelné (**Najser 2010**). Při opakovaných laboratorních analýzách, kdy při odebrání více vzorků z jednoho místa (stáří 20 let), vzdálené od sebe do 10 cm byla většina finálních hodnot o, cca. 10–25 % odlišná (**Kuráž 2003**).

Jedním z nejdůležitějších parametrů půdy pro transport vody a transport s vodou spojených látek je hydraulická vodivost (také filtrační součinitel nebo nesprávně propustnost). Je závislá na vlhkosti půdy. Hydraulická vodivost se označuje indexem  $K$ , závisí na vlastnostech půdy (strukturu) a na zdroji vody, je měřítkem pro schopnost půdy transportovat určité množství vody při daném hydraulickém spádu. Největší hodnoty dosahuje hydraulická vodivost při kompletním nasycení půdy vodou. Ve vodou nasycené půdě rozhodují o rozsahu pohybu vody především hrubé póry a makropóry, zatímco při nízkém obsahu vody určuje její pohyb zastoupení pórů střední a jemné velikosti (**Schmidt 2007; Dohnal 2006; Kutílek 2012**). Výsledkem je základní charakteristika pórového prostředí tzv. propustnost. Na nerektivovaných půdách se půdní profil a s ním i související ustálený vodní režim vyvíjí pomaleji než na rektivovaných půdách. Krom ovlivňování vodního režimu pórovitostí je nutné počítat na nerektivovaných výsypkách i s poruchami struktury půdy, nazývané preferenčními cestami a s makrotrhlinami, v důsledku technologie sypání výsypky do vlnovitých struktur. Tím dochází ve vrcholných partiích a zejména v letních měsících, k vysoušení, tvorby půdní krusty a tím pádem i k ovlivňování celkového charakteru prostředí a vodní bilance. Proudění v preferenčních cestách též ovlivňuje charakter transportu látek. Látky se v takovém prostředí pohybují rychle, téměř bez retardace, bez interakce s okolním prostředím, mnohdy i s minimálním poklesem koncentrace. V takovém to případě je nutné měření několikrát opakovat a pokud možno volit správné místo pro uskutečnění polního pokusu měření. V případě rektivovaných ploch je tok ustálenější a spád menší. Naměřené hodnoty se blíží k hodnotám přírodního (kulturního) lesa (**Kuráž 2000, 2003**).

Krom hydraulické vodivosti a s ní spojené pórovitosti jsou půdy charakterizovány dalšími fyzikálními vlastnostmi. Na výsypkách krom jiných nejvíce sledujeme polní vodní kapacitu a bod vadnutí, což ve většině takovýchto prostředí bývá limitujícím a charakteristickým prvkem. Pokud je vlhkost blízká polní vodní kapacitě, pohyb vody je rychlejší v písčitéch půdách (bod vadnutí nastává při relativní vlhkosti okolo 5%) než u jílovitých půd (bod vadnutí nastává při vlhkosti okolo 15%). Při nižších vlhkostech jsou, ale jílovité a jemnozrné půdy schopny rostliny zásobovat vodou lépe, protože mají větší podíl kapilárních pórů než půdy písčité. V případě výsypkových půd byly naměřeny hodnoty bodu vadnutí okolo 30 %. Vysoká hodnota bodu vadnutí je spojena s vývojem půdního prostředí a

půdotvorným substrátem a nepoznamenává jen rostliny, ale i půdní organizmy, které jsou vázány i na obsah půdní organické hmoty a čím větší poměr organické hmoty a vyšší poměr přeměněného původního substrátu, tím nižší hodnota bodu vadnutí a vyrovnanější vodní režim (**Kuráš a kol. 2012; Cejpek a kol. 2013; Šantrůčková a kol. 2004**).

Na vodní bilanci na výsypkách se podílí několik přírodních složek, které se neodlišují od zavedeného a zcela funkčního ekosystému. Bilance je charakterizována jako rovnováha mezi příjmy a výdaji pevného, kapalného i plynného skupenství vody ve svislém sloupci půdy (vody, popřípadě ledu) sahajícím od povrchu až do hloubek. Voda získaná srážkami se vydává na odtok, na výpar, na změny zásoby vody v půdě. Hydrologická bilance hodnotí změny zásob povrchové a podzemní vody způsobené časovou a prostorovou proměnlivostí přirozených vlivů, zejména klimatických činitelů a vytváří podklad pro hodnocení změn zásob vody.

Část vodních srážek spadlých na zemský povrch stéká vlivem gravitace po povrchu formou plošného odtoku, který se koncentruje jako povrchový odtok (**Jandora a kol. 2002**). Množství vody odtékající určitým profilem je výslednicí řady činitelů, z nichž rozhodující v našich podmínkách jsou atmosférické srážky, které svým množstvím a časovým rozdělením předurčují průběh odtoku. Vztah mezi srážkami a odtokem však není přímý. Je modifikován jednak aktivně ostatními klimatickými faktory, jejich dynamikou vývoje, jednak pasivně ostatními fyzickogeografickými činiteli, kteří jsou v daném povodí stálé. Z klimatických faktorů se uplatňuje rozhodující mírou sluneční záření, teplota, vlhkost vzduchu a intenzita výměny vzdušných mas, které ve svém komplexu ovlivňují výparnost, a tím bilanční poměry v povodí. Na rozdělení celkového odtoku mezi povrchový, podpovrchový (hypodermický) působí činitel ovlivňující vsak, tj. půdní a geologické poměry, vegetační kryt, úprava půdy. Geologické podloží a jeho propustnost má význam pro utváření odtoku v období bezdeští (**Kemel 1994; Kvítek 2006**).

Hodnota deště, při níž se nasatí povrchové síly korunové plochy včetně vody zadržované kapilárními silami se nazývá skropná voda. Při delším trvání srážky vzrůstá množství zadržované vody až do určitého maxima, kdy se dešťové kapky stékají a odkapávají z listů.

Půdní poměry ovlivňující vsak závisí jednak na předem určených vlastnostech půdy (půdní druh, matečné horniny, ze které půda vznikla, geologické podloží, stav půdní struktury, utuženosti půdy, prokořeněním). Čím bude v půdě větší obsah kvalitních organických látek, tím větší bude obsah půdních koloidů, bude lepší půdní struktura, větší vsak do půdy a

povrchový odtok bude menší. Stejně příznivě působí i kořenový systém, jednak svými mechanickými účinky, kdy drolí utuženou půdu, jednak kořenovými výměšky, které přispívají ke vzniku půdních agregátů (**Kemel 1994**).

Podzemní voda je významnou součástí hydrologického cyklu. Propojení mezi podzemními rezervoáry plně nasycenými vodou a povrchem je zprostředkováno vadózní zónou, ve které se objem zadržené vody v čase transformuje. Tato proměnlivě nasycená oblast, zásadně ovlivňuje množství a rychlost proudění vody a unášených látek vstupujících do nasyceného prostředí. Geologické prostředí, ve kterém dochází k ucelenému oběhu podzemní vody, se nazývá hydrogeologická struktura (**Valentová 2010**). Podstata proudění podpovrchové vody tkví v tom, že proudění v půdních pórech popisujeme spojitým fiktivním prouděním bez ohledu na prostorové rozložení pórů a zrn v zemině. Předpokládá se, že voda spojitě vyplňuje celou protékanou oblast (**Jandora a kol. 2002**). Množství a rychlost pohybu vody půdním prostředím může též nemalou měrou ovlivnit chování povrchových toků a přispět k vysokým vodním stavům a povodním.

K popisování vodního režimu patří též i evaporace a evapotranspirace, kdy se rychlost výparu udávána v milimetrech za hodinu nebo za den, je hned na počátku zhruba stejná jako nasycená hydraulická vodivost, ale záhy se zmenšuje. Jak se vytváří povrchová vrstva se sníženou vlhkostí, tak její nasycená hydraulická vodivost značně klesá a tím se zvyšuje hydraulický odpor a rychlost výparu klesá. Vlivem porostu se poměry mění tím, jak je půdní povrch zastíněný, rychlost výparu z půdy je zpomalená. Půda je rostlinami zbavována vody i do hloubek desítek centimetrů a změna vlhkosti půdy po infiltraci, nebo po dešti, je důsledkem kombinace redistribuce vody výparu vody z povrchu půdy a transpirace vody rostlinami. Je obtížné od sebe oddělovat výpar z půdy a z rostlin, tedy evaporaci a transpiraci vody, je tedy opodstatněné měřit evapotranspiraci, tj. ztrátu vody do atmosféry z půdy porostlé vegetací se stanovením indexu listové plochy LAI (**Kutílek 2012**). Ve výsypkovém prostředí dochází k větší potenciální evapotranspiraci na nerekvitovaných plochách, kdy hodnota LAI je menší a povrch půdy obnaženější, přístupnější. Na rekvitovaných plochách je LAI výrazně větší a dochází zde na mnoha místech i k zastínění celého povrchu i díky vyvinutému bylinnému patru, ve vegetačním období. Tím dochází k intenzivnímu vývoji půdního prostředí a vlivem biotických faktorů i k schopnosti zadržovat infiltrovanou vodu. Pravidlem je, že čím je větší LAI, tím je menší složka výparu z povrchu půdy a tím větší podíl tvoří transpirace v celkové aktuální evapotranspiraci. Neznamená to však, že by se při

vysokém LAI šetřila zásoba půdní vody v půdě. Se vzrůstem LAI roste i kořenový systém, a ten odčerpává vodu z půdy (Kutílek 2012; Frouz a kol. 2015).

## 6. Spontánní sukcese

Spontánní sukcese začíná bezprostředně po nasypání vnější či vnitřní výsypky nebo po opuštění etáže v aktivních dolech a má tak před technickou rekultivací několikaletý náskok. V podstatě okamžitě začne proces primární sukcese (Prach 1987; Hodačová a Prach 2003). Většina výsypek má potenciál pro obnovu spontánní sukcesí nebo jinými formami přírodě blízké obnovy. Při těžbě a sypání výsypek je žádoucí ponechávat v jejich sousedství (polo) přirozená přírodní společenstva, která pak mohou poskytovat zdrojové populace žádoucích druhů při spontánní kolonizaci výsypek. Semena rostlin se dostávají na výsypky, větrem, živočichy a někdy i s pomocí člověka již při procesu zakládání (Prach 2010).

Při spontánní sukcesi se nejprve rozvíjí bylinné patro, zejména podběl lékařský (*Tussilago tartara*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigeos*), následně se uchytí náletové pionýrské dřeviny a až potom dochází k uchycení semen vyšších dřevin, které mají dominantnější charakter. V iniciální fázi sukcese dochází k velice pozvolnému vývoji půdního vodního prostředí, kdy je díky utužení povrchu většina vody odvedena povrchovým odtokem do úžlabí výsypky, kde se mohou časem vytvořit přírodní rezervoáry, část vody se vypaří a jen malá část se infiltruje do povrchových vrstev. Výsypky v iniciálním stádiu trpí vysoušením, erozí a sesuvy. Na povrchu lze pozorovat půdní krusty, které mají biologický (mechy, lišejníky, sinice, řasy) a abiotický (působení fyzikálně-chemických dějů) charakter a které jsou v mnoha případech spojovány právě s erozí půdy (Belnap 2006; Fischer a kol. 2012). V případě vyšších, dominantnějších dřevin se jedná o dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), vrbu jívu (*Salix caprea*), olši lepkavou (*Alnus glutinosa*) a olši šedou (*Alnus incana*). Bylo potvrzeno, že buky jsou schopné kolonizovat oblast výsypek i na vzdálenost větší 1 km. Důležitou roli při tom hraje konektivita s krajinou, kde se nacházejí zdroje diaspor, a také vzdálenost od zdroje. Plochy zarostlé spontánní sukcesí jsou kolonizovány lépe než olšinové rekultivace (Frouz a kol. 2015). Kořeny krom vyvíjeného tlaku pro rozrušení půdního prostředí a vytváření pórů pro přenos živin a půdní vody, vylučují do půdy značné množství kořenových exudátů, které jsou zdrojem energie pro půdní organismy (Elhottová a kol. 2009). Odumřelá těla rostlin následně slouží jako zdroj energie pro mikroorganismy a prvním přichozím půdním živočichům. Jejich exkrementy zakládají tenkou vrstvu organické hmoty na povrchu minerálního substrátu.

S rozrůstající se vegetací se zintenzivňuje činnost kořenů a zvyšuje se přísun opadu. Nejprve se objeví druhy žížal žijící v opadu, později další pronikající stále hlouběji do minerální půdy způsobují promíchávání minerálních a organických částí, což vede postupně ke vzniku humusové vrstvy (**Frouz a kol. 2007, 2008**). Humusová vrstva významně mění podmínky pro růst kořenů rostlin, ovlivňuje schopnost půdy zadržovat vodu a živiny a mění životní podmínky pro ostatní půdní organismy (**Li a Shao 2006; Frouz a kol. 2008**). Již probíhající sukcesi můžeme usměrňovat např. dosadbou nebo výsevem žádoucích druhů, nebo naopak omezováním druhů nežádoucích (např. invazních). Na některých místech, např. na místech výskytu populací ohrožených druhů hmyzu vázaných na otevřená stanoviště, můžeme sukcesi cíleně blokovat nebo i vracet zpět kácením hustých náletových porostů dřevin, někdy i razantně např. těžkou technikou. Takovéto disturbance obecně udržují biotopovou pestrost tím, že vedle sebe pak existují různě stará sukcesní stadia (**Prach 2010**). Výsypky, které byly nasypány před, cca. 50 lety připomínají klasický smíšený les. Půdní horizont je do, cca. 40 cm. vyvinutý a tomu i odpovídá vyspělá vodní bilance a ustálená půdní vlhkost (**Kuráž a kol. 2012**).

## **7. Postup rekultivačních prací po těžbě uhlí**

### **7.1. Technická rekultivace**

Obnova ekologických funkcí výsypkových půd nevyhází pouze z biologické rekultivace, ale předchází ji neméně důležitý proces technické rekultivace, který je zaměřen na projektovou činnost, přípravu, modelaci terénu a zabudování odvodňovacích systému do budoucí výsypky (**Štýs 1981**). Modelace výsypky se zaměřuje na odstraňování elevací a vyplňování depresí, kde se vytvářejí rozsáhlé rovné nebo jen mírně zvlněné plochy na temenech těles a zároveň jsou budovány terasy s odvodňovacími kanály. U stěnových lomů jsou technickými úpravami odstraňovány a zahlazovány skalnaté plochy etáží, svislé a rozbrázděné stěny jsou upravovány do mírných sklonů. Tím jsou zlikvidovány prohlubně, v nichž se zadržuje voda (**Gremlica a kol. 2011**). Podzemní voda se na výsypkách projevuje nepříznivými tendencemi jako je vzdouvání, odvodňování, toxicita. Důležité je její ustálení v optimálním režimu (**Štýs 1981**). Nevhodný pohyb podzemní vody, zejména neočekávané průsaky ve spodních vrstvách výsypek a okolního prostředí, může vést k narušení stability svahů a zapříčinit jejich sesunutí. Z výsypky je zapotřebí odvést vodu jen v takovém množství, kdy bude představovat možný potenciál pro obnovu ekosystému a bude předcházet

nebo alespoň minimalizovat případnou erozi, ke které na výsypce dochází, zejména v iniciálním rozvoji ekosystému (Belnap 2006; Fischer a kol. 2012; Cejpek a kol. 2013).

Úprava vodního režimu spočívá zejména ve vhodné přípravě podkladu a modelaci terénu při sypání samotné výsypky. Není možné začít sypat výsypku bez jasné a schválené dokumentace, chyba, která se zde může projevit bezprostředně po nasypání, ale i po delším čase, může mít velice negativní dopad. Správně zvolené drenážní prvky, s ohledem k hmotnosti výsypky se navrhuje odvodňovací systém z ocelových děrovaných potrubí Ø nad 300 mm s obsypem kamenivem. Spojení potrubí jsou vždy navrženy jako pohyblivé, aby odvodnění mohlo respektovat sedání výsypky a nedošlo k přerušení potrubí. Používá se i kamenných drenáží (koryt) bez potrubí, to umožňuje odvedení přebytečné vody a to tak, aby mělo trvalý a efektivní charakter, aby se předešlo destabilizaci terénu podpovrchovou vodou a erozí (Cejpek a kol. 2013). V rámci rekultivačních prací jsou na výsypce budovány vodní nádrže a odvodné strouhy, část terénních depresí vzniklých při nasypání výsypky je ponechána přirozenému zavodnění, některé z nich jsou bezodtoké. Srážková voda je zachycena v nádržích, část odtéká po povrchu a část se vsakuje do nitra výsypky, kdy později tato voda vyvěrá po obvodu výsypky (Příkrýl a kol. 1995), tím, jak si celá výsypka v průběhu času sedá, vytlačuje podzemní vodu na povrch. Na řadě míst mohou takto vznikat, většinou u paty výsypky a v úžlabí, zamokřená stanoviště. Leckdy se jedná až o menší jezírka o délce několika metrů, která budí dojem přirozené mozaikovitosti a dávají možnost uchycení běžné, ale i vzácné a ohrožené bioty, např. vláknitá sinice (*Dichothrix ledereri*), krásnoočko (*Euglena mutabilis*), čolek velký (*Triturus cristatus*) a mnoho dalších. V průběhu času dochází k napojení takto vzniklých ploch na okolní toky a zapojení do širšího hydrologického cyklu a jen málokdo by poznal, že se nejedná o původní vodní plochy (Cejpek a kol. 2013).

## 7.2. Biologická rekultivace

Rekultivace, sanace a obnova přírody po těžbě nerostných surovin vychází z požadavků legislativy, konkrétně z požadavků horního zákona (č. 44/1988 Sb.). Zde je uvedeno v § 31, odst. 5 „Organizace je povinna zajistit sanaci, která obsahuje i rekultivace podle zvláštních zákonů a všech pozemků dotčených těžbou ...“ Biologická rekultivace je o nasměrování vývoje vznikajícího ekosystému k určitému bodu, jehož konečnou fází je stejně jako u spontánní sukcese, ustálené společenstvo, klimax. Jedná se o dokončení procesu zahlazení těžby v krajině.

Ve vztahu k půdám, které se nově vytvářejí má mimořádný význam primární chemismus hornin, a to zejména obsah čtyř hlavních složek (Ca, K, P, Mg), které předurčují tzv. minerální sílu hornin (**Dimitrovský 2001**). Pravděpodobně nejdůležitější vlastnost je značná schopnost rekultivovaných ploch hromadit půdní organický uhlík, který je dále využíván půdními organismy k utváření příznivého půdního prostředí (**Follet a kol. 2000; Ingram a kol. 2008**).

V prvních letech rekultivace se klade velký důraz na stanovištní podmínky a zvolené dřeviny, které rozhodují o úspěchu rekultivace. Mezi požadované vlastnosti rostlin patří odolnost vůči suchu, tolerance vůči nízkému pH, odolnost rostlin vůči toxicitě, odolnost rostlin vůči přítomnosti těžkých kovů, schopnost odolávat zasolení (osmotickému stresu), schopnost odolávat dočasnému zamokření, schopnost snášet přechod kořenové soustavy z jedné vrstvy zeminy do druhé vrstvy (antropogenní půdy), snášet vysoké teploty, nízká citlivost na utužení půdy, efektivní využití živin (**Štěpán 1978**). Byly zjištěny souvislosti, se snižujícím se pH, snižuje se i odolnost dřevin vůči průmyslovým emisím. Největší odolnost vykazují dřeviny (jehličnaté, listnaté) pěstované na půdních substrátech s reakcí neutrální až zásaditou (**Dimitrovský 2001**). Při výběru druhů je zpravidla dávána přednost druhům s širokou ekologickou amplitudou, schopným přizpůsobovat se atypickým podmínkám devastovaných území, průmyslovým emisím a druhům s melioračními, asanačními, estetickými i hospodářskými vlastnostmi. Kromě růstu dřevin pH ovlivňuje i rozpustnost, obsah sloučenin a aktivitu mikroorganismů v půdě. Čerstvý výsypkový substrát má obvykle pH 7 v některých případech i vyšší, to se snižuje se zvyšujícím se stádiem sukcese, a tedy i stářím substrátu. Mnoho mikroorganismů se vyvíjí v rozmezí pH 4 - 9, acidofilní organismy žijí i v prostředí, které má pH nižší než jedna (**Bardgett 2005**).

V rekultivačním procesu rozlišujeme tři základní druhy rekultivací, zemědělskou, lesnickou a hydrickou. Na Velké podkrušnohorské výsypce jsou zastoupeny všechny tři, ale vzhledem ke zkoumaným plochám je tato práce zaměřena na zemědělskou a lesnickou rekultivaci.

V případě zemědělské rekultivace se zejména používá převrstvení výsypkových ploch orníci, případně snadno zúrodnitelnými zeminami (sprašové hlíny, spraše) (**Gremlica a kol. 2011**). V prvních letech se volí meliorační osevňovací postup s použitím víceletých trav a jetelovin (**Dimitrovský 1976**), což má za následek účinnou transformaci půdního procesu (**Jonáš 1975**). Rekultivační osevňovací postupy jsou v současnosti prováděny v období 2 – 6 let.

Obvyklý způsob realizace zemědělských rekultivací spočívá v navezení a rozprostření organické hmoty na plochu, následuje orba, vláčení, smykování, sje přípravných plodin, jejich zaorání, hnojení a v konečné etapě pěstování cílových plodin nebo zatravnění pozemků (**Gremlica a kol. 2011**). Travní porosty mají půdoochranný a vodohospodářský vliv vyplývající hlavně z husté struktury prokořenění v prostoru rhizosféry díky nimž je zajištěn přísun velkého množství organické hmoty a následné zlepšení infiltrace pro srážkovou vodu a výrazné snížení erozního nebezpečí (**Štýs 1981, 1997**).

Lesnická rekultivace je charakterizována dvěma fázemi. První z nich, která většinou trvá 1–3 roky, tvoří ji mechanická a chemická příprava půdy a vlastní výsadba dřevin. Druhou fází lesnické rekultivace je následná pěstební péče realizovaná po dobu 6–8 let, která se skládá z vylepšování provedených výsadeb, hnojení kultur, okopávání, ožínání, ochrany proti zvěři, závlah a podle potřeby z prořezávek a případně i tvarových řezů (**Gremlica a kol. 2011**). Jednou z nejcennějších přípravných dřevin je olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), která je též vysazena na Velké podkrušnohorské výsypce a patřila mezi sledované dřeviny. Přispívá k dobré biologické přípravě sterilních výsypkových půd i v podmínkách, které snáší málo druhů. Dřeviny vysazované na plochách se stejnými stanovištními podmínkami, ale bez přípravného biologického působení porostů olše lepkavé vykazují značné ztráty (až 30–40%). Má nejlepší ujmoutí a zakořenění, rychlý růst, je značně odolná vůči exhalacím a houbovým chorobám. Vytvářením organické hmoty důležité pro biologickou rekultivaci předčí všechny ostatní dřeviny (**Štěpán 1978**). Krom přípravy a zlepšení struktury půdy, byl sledován i pozitivní vliv na vodní režim plochy, kde byla vysazena olše. Díky opadu, zastínění a bylinnému patru umí takové plochy lépe hospodařit s vláhou a půdní vodou než plochy osázené jinou dřevinou.

## **8. Hlavní otázky a hypotézy**

Hlavní otázka, kterou si práce klade je porovnat schopnost půd a potažmo i celých ekosystémů vznikajících na výsypkách, zadržovat vodu a porovnat tyto hydroopedologické vlastnosti mezi rekultivovanými a nereakultivovanými plochami různého stáří (nejstarší plochy byly ve stáří 35 let).

### **Hypotézy:**

**H1**, během vývoje půd bude narůstat schopnost půd zadržovat vodu, ale bude se zároveň zvyšovat bod vadnutí.

**H2**, vývoj popsaný v *HI* bude rychlejší u rekultivovaných než u nerektivovaných ploch.

**H3**, s narůstajícím rozvojem vegetace bude zásoba vody více určována odběrem rostlinami, nesoulad mezi vývojem půd a rozvojem vegetace může způsobovat deficit vody, který bude nejpatrnější ve středních fázích vývoje v letních a teplejších měsících. Bude se též projevovat ovlivňování vodního režimu s ohledem na výskyt biologického materiálu (opadu) na povrchu ploch a půdních živočichů v půdním prostředí.

**H4**, u porostů s rozvinutou vegetací budou rozdíly mezi rekultivovanými a nerektivovanými plochami malé.

### **Výsledky:**

Výsledky této disertační práce jsou shrnuty ve čtyřech publikacích. První tři publikace byly publikovány v mezinárodních odborných časopisech. Poslední publikace, která byla publikována v českém jazyce, byla publikována v odborném českém časopise bez impakt faktoru, samostatnou kapitolu s výsledky a diskuzí nemá.

- KURÁŽ, V., FROUZ, J., KURÁŽ, M., MAKO, A., SHUSTR, V., **CEJPEK, J.**, ROMANOV, OV., ABAKUMOV, EV. Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. EURASIAN SOIL SCIENCE. 2012, 45, 3, 266 - 272. ISSN 1064-2293
- **CEJPEK, J.**, KURÁŽ, V., FROUZ, J. Hydrological Properties of Soils in Reclamation and Unreclamation Sites after Brown-Coal Mining. Polish Journal Environmental Study. 2013, roč. 22, č. 3, s. 645-652.
- **CEJPEK, J.**, KURÁŽ, V., VINDUŠKOVÁ O., FROUZ, J. Water regime of reclaimed and unreclaimed post mining site. Ecohydrology. 2017.
- **CEJPEK, J.**, FROUZ, J. Obnova vodního režimu na výsypkách. VTEI: Vodohospodářské technicko-ekonomické informace. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i. Praha, 2013, roč. 55, č. 4, s. 11.

**H1**, v prvních třech publikacích byla tato hypotéza potvrzena. První publikace byla zaměřena na popis hydrofyzikálních půdních vlastností u nerektivovaných výsypkových ploch ve věkovém složení (12, 20, 45). Hodnoty, které byly zaznamenány, podporují data, která byla následně zjištěna v dalších dvou publikacích, které byly zaměřeny jak na

nerekultivované plochy, tak na plochy rekultivované. Zkoumané plochy byly staré od 5 do 45 let. Publikace se shodují, že plochy v iniciačním stadiu rozvoje jsou méně náchylné na limitaci vody, ze začátku nemají vegetační nároky, i když jsou často vystaveny erozi, která výrazně oslabuje rozvoj takovýchto ploch, zejména ve vyšších partiích výsypky bez vegetace. S tím, jak se rozvíjelo bylinné patro a následně i vzrostlá vegetace byly nároky na management vody citelnější. Ve věku 20 a 45 let docházelo tak ke zpomalení rozvoje. Nedá se říci, že rekultivované porosty nebo starší sukcesní porosty trpěly výrazně menším nedostatkem vláhy než iniciační plochy. Je to dáno tím, že i když byla na rekultivovaných plochách polní vodní kapacita vyšší a dává tak možnost půdě zadržet více vody než je tomu u starších sukcesních ploch, neznamená to, že všechna zadržaná voda byla využitelná pro rostliny. Zde se právě projevoval vysoký bod vadnutí, což zamezuje využití přítomné vody a rozvoj výsypkového ekosystému. Nejpatrnější rozdíly byly sledovány v letních měsících při vyšších teplotách, kdy na nerekultivovaných plochách se na povrchu půdy tvořili půdní krusty, na rekultivovaných plochách byla situace zcela opačná, díky zastínění celého povrchu a vyvinutému bylinnému patru.

Ve druhé a třetí publikaci se dospělo k závěrům, které potvrzují **H2**. Toto zjištění bylo předmětem výsledků podpořených laboratorními analýzami hydrofyzikálních vlastností a dlouhotrvajícím polním pozorováním měření půdní vlhkosti. Ve druhé publikaci bylo zjištěno, že nedostatek půdní vody byl zaznamenán na plochách zemědělské rekultivace. Což se může zdát překvapivé, uvážíme-li, že jedním z důvodů navážení ornice je zlepšení fyzikálních vlastností půd. V této studii je častý nedostatek vody u lučních půd dán vysokou hodnotou bodu vadnutí v porovnání s nízkou nasáklivostí a polní vodní kapacitou, která koresponduje s celkově nízkou porositou. Obecně lepší situace je u lesních porostů, což může souviset i s tím, že lesní porost zadržuje vrstvu méně pohyblivého vzduchu nad povrchem půdy, což omezuje evaporaci v porovnání se situací, když vítr může pohybovat vzduchem těsně nad povrchem půdy. Toto zjištění souvisí se zapojením porostu na daných plochách. Na rekultivovaných plochách byl porost více zapojený a bylinné patro rozvinutější, což podporuje i celkový průběh půdní vlhkosti ve sledovaných letech, která vykazovala ustálenější průběh, než je tomu u stejně starých nerekultivovaných ploch. Zde byl porost méně zapojený, absence opadu citelná a vliv abiotického působení, díky nasypání výsypky do vlnovitých struktur, značný. Toto tvrzení je položeno polním pokusem ve druhé a třetí publikaci, kde byla měřena půdní vlhkost a hydraulická vodivost. Na nerekultivovaných plochách na vrcholu vlny se v letních měsících při nedostatku srážek vyskytovaly povrchové

krusty, které utvářely makropraskliny, které v období srážek odváděly dešťovou vodu preferenčními cestami mimo zájmová místa do úžlabí výsypky, kde se akumulovala. Toto tvrzení bylo potvrzeno měřením půdní vlhkosti na třech místech.

**H3** byla potvrzena ve třetí publikaci. Byl hodnocen vodní režim a zásoba půdní vody rekultivovaných a nerektivovaných výsypkových ploch ve stejném stáří. Větší přísun dešťových srážek zaznamenává rekultivovaná plocha. Bylo to dáno menším zapojení stromové koruny a tomu odpovídající nižší hodnotou LAI a tím menším zachycení dešťových kapek vegetací. Je nutné upozornit, že nerektivovaná plocha má více kompaktnější povrch než plocha rekultivovaná a velká část vody je svedena do úžlabí. Plní vodní kapacita je též větší na rekultivované ploše a tím umožňovala zadržení více vody než plocha nerektivovaná, zde je nutno opět počítat s vyšším bodem vadnutí, kdy voda obsažená v půdě nemusela být pro rostliny dostupná. V kombinaci s vyššími teplotami a tím i vyššími nároky na spotřebu vody dochází na plochách k absenci půdní vody. Ve druhé publikaci bylo zjištěno, že zastínění půdního povrchu a role odpadu byla velice důležitá. Tím, že zde byl organický materiál, který váže k půdě i výskyt půdní fauny, napomáhal tak udržovat příznivý vodní režim. Nerovnovážený průběh a širší rozkolísání hodnot při monitorování půdní vlhkosti a zásoby půdní vody se projevoval na nerektivovaných půdách, které měli opad také, ale v menší míře.

Ve třetí publikaci byla potvrzena **H4**. Je důležité upozornit na základní fyzikální vlastnosti – objemovou hmotnost. Objemová hmotnost vykazuje velkou prostorovou variabilitu zejména v závislosti na obsahu a složení organického materiálu půd. Stejně jako v jiných studiích jsem dospěl k zjištění, že objemová hmotnost se liší o cca. 10 – 20 % u každého vzorku. Tento fakt je zapříčiněn velkou heterogenitou výsypkových půd a tím velkým rozsahem fyzikálních vlastností. V třetí publikaci po opětovné analýze hydrofyzikálních vlastností bylo zjištěno u stejně starých ploch po vypočtení vodní bilance, že rekultivované plochy hospodaří s větším množstvím vody, ale díky většímu výskytu vegetace je výdej vody též vyšší. Bylo předpokládáno, že hospodaření s půdní vodou bude horší z nerektivovaných ploch, ale ukázalo se, že vyskytuje-li se na povrchu větší množství opadu a ve vegetační době dochází k zapojení a zastínění povrchu, je stav na obou dvou plochách podobný. Nejdůležitějším aspektem byly půdní hydrofyzikální vlastnosti, při kterých je podstatné věnovat jim podstatnou pozornost, zejména při odebrání vzorků a dbát na jejich kvalitu.

## 9. Použitá literatura

**Bardgett, R.** 2005. The soil environment. – In: The biology of soil: A community and ecosystem approach., Oxford University Press, pp 242.

**Belnap, J.** 2006. The potential roles of biological soil crust in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*. č. 20, s. 3159-3178.

**Brady, N.C. and Weil, R.R.** 2002. The Nature and Properties of Soils. Stephen Helba; Cheryl Asherman. 3rd compl. Edition. Prentice-Hall: Upper Saddle River. pp 960.

**Cejpek, J., Kuráž, V., Frouz, J.** 2013. Hydrological properties of soils in reclaimed and unreclaimed sites after brown-coal mining. *Polish Journal of Environmental Studies* (22), pp 645–652.

**Dimitrovský, K.** 1976. Výběr vhodných druhů dřevin a jejich směsí pro výsypková stanovištěv oblasti SR: dílčí závěrečná zpráva etapy: P-16-329-059-02/13. Praha: Výzkumný ústav meliorací.

**Dimitrovský, K.** 2001. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolov: Sokolovska uhelna a.s. s. 191

**Dohnal, M.** 2006. Stanovení hydraulických vlastností pórovitého prostředí. *Technické listy*. (2). s. 1-2.

**Elhottová D., Křišťůfek V., Malý S., Frouz J.** 2009. Rhizosphere Effect of Colonizer Plant Species on the Development of soil microbial community during primary succession on postmining sites *Communications in Soil Science and Plant Analysis*: pp 758-770.

**Fischer, T., Veste, M., Eisele, A., Bens, O., Huttl, R. F.** 2012. Small scale spatial heterogeneity of Normalized Difference Vegetation Indices (NDVIs) and hot spots of photosynthesis in biological soil crusts. *Flora*. pp 159-167.

**Follett, RF., Kimble, JM., Lal, R.** 2000. The potential of U.S. grazing lands to sequester soil carbon. In: Follett RF, Kimble JM, Lal R (eds), *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, pp 401–438.

**Fraser, P.M and J.E. Piercy.** 1998. The effects of cereal straw management practices on lumbricid earthworm populations, *Applied Soil Ecology* 6:17-35.

**Frouz, J., Elhottová, D., Malý, S., Píček, T., Pižl, V., Šourková, M., Tajovský, K.** 2007. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil : A laboratory study . *Applied Soil Ecology*. pp 72-80.

**Frouz, J., Balík, V., Háněl, L., Kalčík, J., Materna, J., Pižl, V., Prach, K., Řehouňková, K., Starý, J., Tajovský, K.** 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*. (44). pp 109-121

**Frouz, J., Dvorščík, P., Vávrová, A., Doušová, O., Kadochová, Š., Matějčík, L.** 2015. Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites *Ecological Engineering*. pp 233-239.

**Gremlica, T., Čílek, V., Vrabec, V., Zavadil, V., Lepšová., A.** 2011. Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. Praha. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s; s. 108

- Hodačová, D., Prach, K.** 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* (11). pp 385-391.
- Ingram, L.J., P.D. Stahl, G.E. Schuman, J.S. Buyer, G.F. Vance, G.K. Ganjgunte, J.M. Welker, and J.D. Derner.** 2008. Grazing impacts on soil carbon and microbial communities in a mixed-grass ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (4). pp 939–948.
- Jandora, J., Stará, V., Starý, M.** 2002. *Hydraulika a hydrologie*. BrnCERM s.r.o., s. 186. ISBN 80-214-2204-1.
- Jonáš, F.** 1975. Určení způsobů rekultivace a tvorba nových půd na výsypkách v severočeském hnědouhelném revíru. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, s. 247.
- Kemel, M.** 1994. *Hydrologie*. Praha: ČVUT, s. 222. ISBN 80-01-00509-7
- Křibek, B., Strnad, M., Boháček, Z., Sýkorova I., Čejka J., Sobalík Z.** 1998. Geochemistry of Miocene lacustrine sediments from the Sokolov Coal Basin (Czech Republic). *Int. J. Coal Geol.* (37). s. 207.
- Kuráž, V.** 2000. Soil properties and water regime of reclaimed surface dumps in the North Bohemian brown-coal region - a field study. *Waste management*. pp 147-151.
- Kuráž, V.** 2003. Předběžné výsledky stanovení fyzikálních vlastností výsypek bez rekultivačního zásahu – Sokolovská uhelná. Fyzikální vlastnosti půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin. České Budějovice: Ústav půdní biologie AV ČR. s. 99-104.
- Kuráž, V., Frouz, J., Kuráž, M., Mako, A., Shustr, V., Cejpek, J., Romanov, O., Abakumov, E. V.** 2012. Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. *Eurasian Soil Science* (45). pp 266–272.
- Kutílek, M.** 2012. *Půda planety země*. Praha: Dokořán. ISBN: 978-80-7363-212-0. s. 199.
- Kvítek, T.** 2006. *Zemědělské meliorace*. České Budějovice: ZF-JČU, s. 165.
- Lhotský, J., Hlušíčková, J., Hůla, J., Jonáš, F., Kvítek, T., Moučka, V., Podlešáková, E., Šimon, J., Špiřík, F.** 1994. *Kultivace a rekultivace půd*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd Praha, s. 198.
- Li, Y.Y., Shao, M.A.** 2006. Change of soil physical properties under longterm natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. *Journal of Arid Environmens.* (64) pp 77-96.
- Najser, J.** 2010. Modelování výsypkových jílů, *Geotechnika* (2). s. 32-38.
- Prach, K.** 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica. Phytotax.* (22). pp 339-354.
- Prach, K.** 2010. Výsypky. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds.): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.
- Přikryl, R., Lokajíček, T., Pros, Z., Drozd, K.** 1995. Complex laboratory study of physical, mechanical and petrological properties of rocks. *Journal of the Czech Geological Society* 40(3): C-120 (abstract from TMIDSR Conference, September 27-October 1, 1995, Prague, Czech Republic). (ISSN 0008-7378)

- Richards, I.G., Palmer, J.P., Barratt, P.A.** 1993. The reclamation of former coal mines and steelworks. 1. Amsterdam, NL: Elsevier Science Publishers B.V. 717. ISBN 0-444-81703-4.
- Šantrůčková, H.** 2001. Ekologie půdy. České Budějovice: Biologická fakulta JČU. s. 29.
- Šantrůčková, H., Vrba, J., Píček, T., Kopáček, J.** 2004. Soil biochemical activity and P transformations and losses from acidified forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36, pp. 1569-1576.
- Štěpán, J.** 1978. Dřeviny v lesnických rekultivacích v Československu. In: ŠTĚPÁN J. (ed.): Rekultivace krajiny v územích těžby a průmyslu v ČSSR. Knižnice MVT ČSR, Praha, s. 19-23.
- Schmidt, W.** 2007. Zjištění nasycené hydraulické měrné vodivosti v poli: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).
- Šimek, M.** 2003. Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita Přírodovědecká fakulta. s. 151. ISBN 80-7040-630-5
- Štýs, S.** 1981. Rehabilitace území postiženého povrchovou těžbou v Severočeském hnědouhelném revíru. Praha: Ústav krajinné ekologie ČSAV. s. 37.
- Štýs, S.** 1997. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. *Energie* (3). s. 104-108.
- Valentová, J.** 2010. Hydraulika podzemní vody. 1. Praha: ČVUT. s. 174. ISBN 978-80-01-03625-9.
- Zuckerman, M.A.P.** 2008. Soil Ecology. *Encyclopedia of Ecology*. University of Arizona, Tucson, AZ, USA. pp 3277-3283

**Článek, č.1**

KURÁŽ, V., FROUZ, J., KURÁŽ, M., MAKO, A., SHUSTR, V., CEJPEK, J., ROMANOV,  
OV., ABAKUMOV, EV.

Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps  
of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia

Eurasian Soil Science

2012

SOIL  
PHYSICS

## Changes in Some Physical Properties of Soils in the Chronosequence of Self-Overgrown Dumps of the Sokolov Quarry–Dump Complex, Czechia

V. Kuráž<sup>a</sup>, J. Frouz<sup>b, e</sup>, M. Kuráž<sup>a</sup>, A. Mako<sup>c</sup>, V. Shustr<sup>b</sup>, J. Cejpek<sup>e</sup>,  
O. V. Romanov<sup>d</sup>, and E. V. Abakumov<sup>d</sup>

<sup>a</sup> Czech Technical University of Prague, Takurova 7, Prague, 16000 Czech Republic

<sup>b</sup> Institute of Soil Biology, Biological Center, Academy of Sciences of the Czech Republic, Na Sádkách 7, České Budějovice, 38005 Czech Republic

<sup>c</sup> University of Pannonia, Deák F. 16, Keszthely, 8350 Hungary

<sup>d</sup> St. Petersburg State University, 16 liniya V.O. 29, St. Petersburg, 199178 Russia

<sup>e</sup> Institute for Environmental Studies, Charles University in Prague, Benatska 2, Prague, 12801 Czech Republic

Received December 19, 2008

**Abstract**—The water-physical properties (bulk density, air conductivity, texture, water content, and temperature dynamics) were studied in a chronosequence of soils developing on self-overgrowing quarry–dump complexes in the area of Sokolov, Czechia. The area overgrown for 12 years was covered by a thin grass cover; osiers were observed after 20 years of overgrowth; a broadleaved forest was found on a plot after 45 years of overgrowth. The particle-size distribution in the soil was determined using peptization by pyrophosphate and the FAO method. When the soil was prepared by the FAO method, a predominance of physical clay (62–72%) in the dump material was revealed; at the use of pyrophosphate peptization, the content of this fraction was lower (18–19%). The observed differences can be due to the incomplete degradation of the microaggregates composed of clay particles during the peptization by pyrophosphate. A decrease in the field water content of the soils with the increasing time of the dump's overgrowth was observed. This could be attributed to the more significant evapotranspiration of the perennial woody vegetation compared to the herbaceous plants, which agreed with the data on the projective cover of plants and their root biomass. A decrease in the soil temperature in the root-inhabited layer (in the diurnal variation) with the age of succession was also observed. The analysis of the data on the field soil water content and their comparison with the results of the laboratory measuring of the wilting points indicated that the development of plants could be restricted by a water deficit at the 20- and 45-year-old stages of the succession.

DOI: 10.1134/S1064229312030076

### INTRODUCTION

Presently, the open extraction of minerals entails intensive and large-scale changes in ecosystems and landscapes. Only in the Sokolov coal field (northwestern Czechia) was the extraction of coal accompanied by storing about 30–50 million cubic meters of overburden rocks annually, and an area of more than 9000 ha is presently occupied by external dumps. The thickness of the overburden rocks, which cover the productive coal layers, results in the accumulation of large dumps occupying significant areas. The overburden material includes various rocks raised from depths of 0 to 200 m. The study of the pedogenesis and restoration of the soil biological properties should take into consideration the physical properties of the dumps formed at mining operations [9, 17, 30]. It was noted in the literature that external and internal dumps formed at mining are most frequently subjected to water erosion [8] and deflation [22]; the redistribution of clay with the formation of dense interlayers (colmatage) occurs in their upper layers [4]; local over-

moistening is observed during the dumping of layers with different particle-size distributions [1, 5, 6]; cryoturbation phenomena resulting in the damage of tree roots are also possible [1].

The current normative documents on the quality control of reclaimed soils are 90% oriented to the assessment of the chemical state and sanitary-chemical properties of the soils and sediments. At the best, they present data on the bulk density of the soils, their gravimetric and volumetric moisture, and their water permeability. The problem of the microclimate of young soils in the chronosequence of self-overgrown dumps has also not found a solution. Thus, it was established that the mesophilization of xerophytic communities occurs during the demutation successions of phytocenoses on dumps because of the air humidification in forest ecosystems [1, 7], as is confirmed by the simulation of the soil organic matter's transformation [28]. Data were reported on the decrease in the soil water content in the chronosequences when going from young ecosystems to more

mature ones, which can be related to the increased adsorption of water by the developing woody plants through evapotranspiration [24]. The primary pedogenesis is characterized by the intensive disintegration of the mineral soil material, which is embodied in the changes in the soil texture even at low depths (down to 30 cm) [3].

In spite of the large body of publications on the study of the pedogenesis on dumps of different rocks under reclamation conditions [11, 13–15, 30–32], significantly less data deal with the soil restoration during self-remediation successions [14, 15]. Still less information is available on changes in the physical properties of soils developing on unreclaimed dumps during natural self-overgrowth. The relevance of the problem increases, because dump rocks frequently have unfavorable physical properties, which can limit the growth and development of plants during the reclamation of dumps [9].

In this context, the aim of this work was to characterize the water-physical properties, temperature, and air conductivity of different-aged soils in the chronosequence of dumped overburden Cyprian clays from the brown coal quarry at the town of Sokolov in the Czech Republic.

#### OBJECTS AND METHODS

Studies were conducted at the quarry–dump complex near the town of Sokolov in the Czech Republic. The field belongs to the coal basin of Northern Bohemia and has been intensively developed for more than 100 years [15, 16]. The coal basin is limited by the Krushnye Mountains, which form a boundary between Saxony and Bohemia; the Germany–Czechia frontier passes to the north from the main range of the Krushnye Mountains. Podzols and podzolic, brown forest, and bog soils are the predominant types in the soil cover. The height of the country is 500–700 m a.s.l.; the mean annual precipitation is about 650 mm, and the mean annual temperature is 6.5°C. The natural plant associations mainly consist of spruce forests, which have been largely destroyed by agricultural activities or as a result of the intensive aerial contamination of the ecosystems by acid rains since the 1960s–1970s.

The external and the largest internal dumps of the quarry complex mainly consist of Neogene clays (Cyprus series). Brown coal was mined from the quarry; the residues of the unproductive enclosing layers and pyritic suites were stored in separate dumps not liable to reclamation because of their toxicity. We studied only the dumps composed of Neogene clays (Cyprus series) [20].

Three plots of overgrown clay dumps were studied. The dumps were formed on each plot in a similar way: as parallel ridges about 1.5 m high at intervals of about 6 m. There are ridges and interridge microdepressions on each plot. After the ridges were formed at the dumping stage, they were subjected to no operations.

**Table 1.** The fine earth reaction and the parameters of the biological turnover of the ecosystems on the dumps of the Sokolov quarry (the data for the ridge tops and microdepressions are given above and under the line, respectively [15])

Age of the overgrown plot, years	pH <sub>water</sub> (in the 0- to 10-cm layer)	Plant waste input to the soil, g/m <sup>2</sup> per year	Roots, g/m <sup>2</sup>
12	8.5	20	13.5
	8.2	65	28.5
20	7.5	110	950
	6.5	220	1050
45	7.2	130	461
	6.9	510	520

The formation of ridges was specified in the reclamation flowchart to reduce erosion and retain plant seeds, because a heterogeneous microrelief creates the best conditions for these purposes. Plots naturally overgrowing for 12, 20, and 45 years were studied.

The plot overgrown for 12 years was covered with thin herbaceous vegetation with the predominance of bush grass (*Calamagrostis epigeios*) and foalfoot (*Tussilago farfara*). Horizons AC and C were detected in the profiles of the soils. The AC horizon was 8 cm thick on the average; it was of ill-defined platy structure, brownish bluish gray in color, compacted, and wet. The C horizon consisted of Cyprus clay dark blue in color. According to the pH<sub>water</sub> values, the soil is slightly alkaline (Table 1).

The plot overgrown for 20 years was characterized by the development of thin thickets of goat willow (*Salix caprea*) with some silver birch (*Betula pendula*) and aspen (*Populus tremula*). The surface soil horizon was classified as an organic O horizon (dark reddish gray, loose, wet, heterogeneous); an A horizon (dark gray, organomineral) was formed below, which changed into the parent rock at a depth of 10 cm.

The plot overgrown for 45 years was characterized by the development of a forest phytocenosis composed of silver birch (*Betula pendula*) and aspen (*Populus tremula*). The surface organic O litter horizon 5–6 cm thick changed into a humus A horizon 8 cm thick (light gray in color with an ill-defined crumb structure) and then a transitional AC horizon 10 to 26 cm in thickness (light gray with a pale tint, dense, and of platy structure). The upper soil horizons in the interridge microdepressions were slightly acid.

A dielectric soil moisture meter was used to study the profile distribution of the soil water [22, 23]. For measuring the soil water content, special tubes were installed into prepared holes 70 cm deep. One tube was installed on each ridge and in each microdepression. Data were recorded with two-week intervals during the vegetation period. Thus, the content of water in the soil was measured in all the soil profiles at 5-cm inter-

**Table 2.** Soil water content (% of the soil weight) at different depths

Age, years	Ridge top	Microdepression
10- to 15-cm layer		
12	35.6 ± 5.6	47.2 ± 4.4
20	36.7 ± 3.0	44.4 ± 3.8
45	38.0 ± 6.8	46.4 ± 4.0
25- to 30-cm layer		
12	37.0 ± 2.3	49.1 ± 1.6
20	30.8 ± 1.9	35.9 ± 2.5
45	31.1 ± 6.4	39.7 ± 3.7
60- to 70-cm layer		
12	42.1 ± 2.6	50.7 ± 0.8
20	26.4 ± 4.0	34.9 ± 2.8
45	38.5 ± 4.6	46.7 ± 5.9

vals in depth during the 2001 and 2002 vegetation seasons. The results of the field measurements of the volumetric water content were converted into the gravimetric water content of the soil using previously developed equations [21].

Undisturbed soil samples of 100 cm<sup>3</sup> were taken in four replicates for laboratory measurements of the bulk density, water permeability, wilting point, and active water range [24]. The wilting point was determined under laboratory conditions for disturbed soil samples (they were exposed over a 10% solution of sulfuric acid, and the wilting point was determined by calculation). Under the field conditions, the field capacity was determined by the method of flooded plots; the sampling was performed on the same plots where the bulk density and water permeability were measured.

The water permeability of the soil was determined using two different methods: the laboratory measurement of the filtration in undisturbed samples and the in situ measurement of the water permeability at a constant water head using a Guelph infiltrometer [29]. The latter method has some advantages, because the measured water permeability characterizes a larger soil area than in the case of measuring undisturbed samples under laboratory conditions (which takes into consideration the permeability related to macropores and cracks).

The air permeability of the soil was measured for the surface and AC or A horizons depending on the soil age with the use of a PL-300 air infiltrometer (Umwelt Geräte Technik GmbH; Müncheberg, Germany). To measure the air permeability of the surface soil horizons, special chambers were used [19]. The measurements on each plot were performed in triplicate at similar field soil water contents corresponding to two-thirds of the field capacity (Tables 2, 3).

The soil texture was determined in triplicate in the samples of the soils taken from microdepressions on all the plots. The soil was triturated and passed through a 2-mm sieve. The particle-size distribution in the fine earth was determined by densitometry and using the pipette method. In the former case, the samples' preparation included the peptization of the microaggregates in a refluxed solution of sodium pyrophosphate [18]. It should be noted that the use of sodium pyrophosphate usually distorts the results of the particle-size analysis of calcareous soils. Therefore, the FAO method is more suitable for the particle-size analysis of calcareous clays. The FAO method includes treatment with hydrogen peroxide and hydrochloric acid. The loss due to the treatment made up about 5–7% of the fine earth weight (which is comparable to the amount of the removed organic matter and carbonates). The FAO procedure involves the use of sodium

**Table 3.** Soil Hydrological constants, %: (TWC) total water capacity, (FC) field capacity, (WP) wilting point, (AWR) active water range, and bulk density; (*F*) Fisher's test; (*p*) significance level (data on ridges are given above the line, and data on microdepressions are given under the line)

Age, years, microrelief	TWC		FC		WP		AWR		Bulk density, g/cm <sup>3</sup>	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
12	53.39 ± 0.95		50.46 ± 0.98		40.50 ± 1.84		9.96 ± 0.95		1.25 ± 0.04	
	55.30 ± 0.77		52.93 ± 1.03		42.60 ± 1.99		10.33 ± 0.96		1.25 ± 0.03	
20,	57.44 ± 0.48		52.90 ± 1.03		44.19 ± 0.76		8.71 ± 0.35		1.11 ± 0.03	
	48.11 ± 1.01		43.26 ± 0.78		33.60 ± 0.70		9.66 ± 0.78		1.29 ± 0.03	
45	50.38 ± 1.40		48.22 ± 1.47		40.09 ± 1.15		8.14 ± 1.02		1.30 ± 0.02	
	49.32 ± 0.20		47.64 ± 0.34		39.72 ± 0.97		7.92 ± 1.23		1.35 ± 0.02	
Statistical criteria	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Age	45.50	>0.001	30.24	>0.001	22.03	>0.001	0.72	Ins	30.53	>0.001
Microrelief	39.40	>0.001	27.39	>0.001	6.05	>0.010	7.90	>0.003	26.94	>0.001
Interaction of factors	64.23	>0.001	59.86	>0.001	38.08	>0.001	0.59	Ins	17.79	>0.001

Note: (Ins) The differences are insignificant.

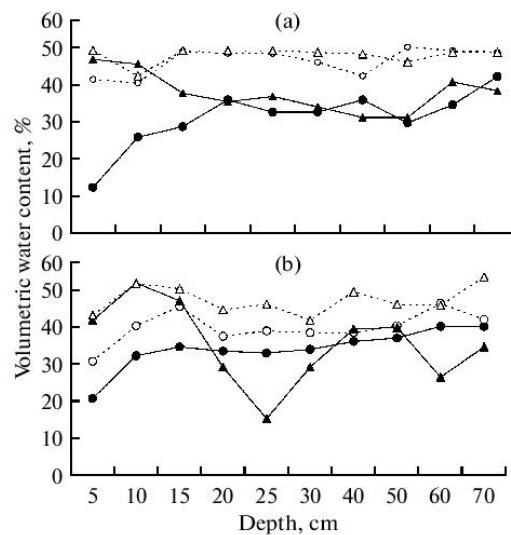
hexametaphosphate as a dispersing agent. The results were expressed as the sum of the sand, silt, and clay according to the FAO classification.

The soil temperature was measured in diurnal variation during the first weeks of April, June, and August of 2001 on the surface of the soil and at depths of 5 and 10 cm. The measurements were performed using mercury thermometers with an accuracy of 0.1°C at three points of microdepressions and at three points on ridges at 7 a.m., 2 p.m., and 9 p.m. local time.

The statistical processing of the data included single-, two-, and three-factor analysis of the variance for revealing the differences and comparing the physical parameters of the soils among the different-aged plots on the microrelief elements. In the tables, the values following the plus-minus sign denote the standard deviations. The profile distribution of the gravimetric water content was studied by paired comparison (ridge tops—microdepressions) using two-factor analysis of the variance (the least squares method). The results of the field and laboratory measurements of the water permeability data for the different-aged plots and the data for the different relief positions were compared using three-factor analysis of the variance. The data on the air permeability were analyzed using single-factor analysis of the variance. The data on the total water capacity, the field capacity, the wilting point, and the bulk density of the soils were processed using the two-factor analysis of the variance (the results are given at the foot of Table 1). The data of the particle-size analysis were compared using single-factor analysis of the variance; the contents of the different fractions obtained by different methods were compared. The results of the layer-by-layer determination of the temperature were compared using three-factor analysis of the variance to study the effects of the age, microrelief, and sampling depth.

## RESULTS

The results of determining the water content in the soils of the 12- and 45-year-old overgrown plots are given in the figure. Regardless of the soil age, more stable water contents at different dates of observation were observed in the lower horizons compared to the upper horizons of the soils. The statistical analysis of the results showed that distinctions among the different-aged soils were typical only for the upper (10- to 15-cm) layer and were not found for the 25- to 30- and 40- to 60-cm layers (Table 2). The comparison of the plot locations in the relief revealed no significant differences for the 10- to 15-cm layer (Table 2). The water content in the 25- to 30- and 60- to 70-cm layers of the soil on the 12-year-old plot was significantly higher than on the other plots. The soil on the 20-year-old overgrown plot had a water content statistically significantly lower than the soil of the 45-year-old plot. On all the plots, the water content in the microdepressions was higher than on the ridges.



The soil water content as a function of the depth at the (a) 12- and (b) 45-year-old succession stages in May (closed symbols) and October (open symbols) on the ridge (solid line) and in the microdepression (dotted line) of the Sokolov quarry.

In the soil of the 12-year-old plot, the surface horizon was drier than the deeper soil horizons; at the stages of 20 and 45 years, the middle (25- to 30-cm) horizon was drier than the surface (10- to 15-cm) layer, and the difference was statistically significant (Table 2, Fig. 1b).

The maximum water capacity decreased in the chronosequence of soils; the soil of the 45-year-old plot had a reliably lower value of the total water capacity than the soil of the 20-year-old plot, which in turn had a lower total water capacity than the 12-year-old overgrown plot (Table 3). The values of the field capacity and wilting point for the soil of the 12-year-old plot were reliably higher than at the later stages of the dump's overgrowth (Table 3). The active water range (calculated as the difference between the lowest field capacity and the wilting point) decreased in the chronocatenas, but the differences between the plots of the different ages were statistically insignificant. The bulk density of the soils increased with the soil age, except for a microdepression on the 20-year-old plot, which had the lowest bulk density (Table 3).

The analysis of the differences in the water permeability of the soils (using a Guelph infiltrometer under field conditions and in undisturbed samples under laboratory conditions) (Table 4) showed that the laboratory tests give lower values than the field measurements. No significant differences in the water permeability were found between the soils of the different ages, which could be attributed to the high spatial variability of this parameter in the studied young soils.

**Table 4.** Average values of the water permeability and air permeability in the surface horizons of soils at different succession stages on dumps of the Sokolov dump.

Age, years, microrelief	Water permeability of the soil		Air permeability of the soil, cm/s	
	laboratory method	infiltrometer		
	m/day			
12	0.22 0.39	0.05 0.76	2.46 ± 0.97	
20	0.85 0.28	0.02 0.80	7.81 ± 3.04	
45	0.23 0.49	0.75 0.34	1.98 ± 1.92	
Statistical criteria	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Method's effect	17.75	0.001		
Age effect	2.82	0.098	9.31	0.005
Microrelief method	3.05	0.106		

**Table 5.** Contents of the physical sand, silt, and physical clay fractions in soils 12, 20, and 45 years old (different methods of the soil preparation)

Age, years	Content of particles, %		
	sand	silt	clay
Pyrophosphate peptization			
12	23.5 ± 7.2	58.1 ± 5.2	18.3 ± 2.0
20	30.2 ± 0.2	51.1 ± 0.8	18.7 ± 1.0
45	26.7 ± 1.0	54.7 ± 0.8	18.6 ± 0.3
<i>F</i>	116.9	216.9	0.1
<i>p</i>	<0.0001	<0.0001	insignificant
FAO method			
12	5.0 ± 0.2	32.1 ± 0.5	62.9 ± 0.4
20	3.5 ± 0.3	32.4 ± 0.8	64.2 ± 0.7
45	1.8 ± 0.1	25.6 ± 0.4	72.6 ± 0.4
<i>F</i>	126	81.2	45.7
<i>p</i>	<0.0001	<0.0001	<0.0002

The air permeability (measured in the microdepressions) of the soil in the 20-year-old plot was higher than those of the soils at the stages of 12 and 45 years of overgrowth.

The particle-size analysis of the soils performed by the FAO method showed a higher content of clay

(62.9–72.6%) in the dump rocks of all the plots (Table 5). At the stage of 12 years of overgrowth, the content of clay in the rock was significantly lower than in the other soils. When the other method of soil preparation (refluxing of the soil in a solution of sodium pyrophosphate) was used, the content of clay was lower and those of the sand and silt were higher than in the method with the FAO procedure of the soil preparation.

The differences in the temperature of the soil and its diurnal variation (Table 6) had high levels of significance ( $F = 538$ ,  $p < 0.0001$  and  $F = 10$ ,  $p < 0.0002$ , respectively) for the different months of vegetation. The temperatures at depths of 5 and 10 cm were reliably lower than those on the soil surface. The soil on the 20-year-old plot was characterized by reliably lower temperatures than the soil on the 12-year-old plot. No significant effect of the soil age or the microrelief on the amplitude of the temperature variation was revealed; a tendency toward a decrease in the diurnal temperature amplitudes in the deeper soil layers was observed compared to the surface layers.

## DISCUSSION

The determination of the particle-size distribution in the soils by the FAO method gave higher contents of the physical clay fraction compared to the conventional method of pyrophosphate peptization. This could be related to the fact that the fine particles are partially combined into stable microaggregates of sand or silt size: these microaggregates can be destroyed only after the decalcification of the soil and the removal of the organic matter [10], i.e., at the use of the FAO method. It should be taken into consideration that the dump material contains some amounts of carbonates, iron oxides, and fossil organic matter (II type kerogen) gluing the fine clay particles [20]. The total content of these fractions does not exceed 7%, which is also confirmed by the losses during the treatment. The micromorphological studies showed that the clay aggregates are intensively destroyed at the early stages of the pedogenesis [15, 16]. Thus, in spite of the heavy texture of the studied soils, the high degree of their aggregation favors relatively good water permeability.

Higher values of the field capacity and wilting point were noted for the dump clays of the quarry compared to the natural soils of clayey texture [27]. We earlier reported similar results for technogenic soils [24]. The active water range in the soil at the stages of 20 and 45 years of overgrowth was slightly lower compared to that of the 12-year-old plot, which agrees with the reported data [12, 26] indicating a decrease in the active water range in the chronosequences of the soil self-remediation on the dumps. This fact can indicate a tendency of an increasing water deficit at the later stages of succession because of the intensive development of the phytocenosis.

**Table 6.** Average summer temperature of the soil on different-age plots in soil layers at different depths

Age, years	Soil temperature (°C), depth, cm					
	0		5		10	
12	17.02		16.71		16.47	
20	16.52		15.17		15.51	
45	17.20		15.70		15.47	
Statistical criteria	Age		Microrelief		Depth	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
	4.431	0.014	1.236	0.007	6.716	0.002

The average parameters of the temperature regime of the soils decreased with the age of the succession and with the decreasing soil water content. This fact can be related to the increase in the evapotranspiration with the soil age, which correlates with the obtained data on the biomass reserves in the ecosystems of the quarry (Table 1). The revealed effect of the amount of roots on the water content of the soil is also confirmed by the maximum water content in the zone of the maximum root accumulation.

The decrease in the field water capacity is related to the increase in the content of macropores, which in turn can be related to the increase in the soil density in the chronosequence of soils on the dumps studied (Table 3), which does not contradict the reported data [25, 33].

From the performed long-term studies, it can be concluded that the phytocenoses and soils on the dumps of the Sokolov quarry develop with different rates, which can also be due to the deficit of water available to plants. Herbs change into shrubs and trees during the succession, which favors the deepening of the root-inhabited zone and compensates for the deficit of available water in the upper layers of the young soils. At the same time, the effect of the water deficit on the alternation of the species during the succession requires further investigation.

### CONCLUSIONS

The long-term studies revealed significant differences in the temporal changes and profile distribution of the soil moisture in the studied different-aged plots of overgrowth located in different microrelief positions on the dumps of the Sokolov quarry in the Czech Republic.

It was found that the different methods of the soil preparation for the determination of the particle-size distribution in the clays of the technogenic dumps results in different final results. It was shown that the contents of clay obtained with the use of pyrophos-

phate peptization for the soil preparation are lower than those obtained by the FAO method of peptization because of the high initial microaggregation of the studied dump clays.

In the dumps of the Sokolov quarry, the air permeability and moisture distribution in the soil profiles depend on the age of the dumps and the type of plant cover.

The distribution of the water in the profiles of the soils on the dumps of the Sokolov quarry in the Czech Republic correlates with the development of the roots of the perennial plants.

No significant differences in the parameters of the soil water capacity were observed depending on the microrelief positions.

The pedogenesis in the dump clays is slowed, which can be primarily related to the water-physical properties of the soils, namely, the deficit of plant-available water.

### ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported in part by the Ministry of Education and Science of the Czech Republic (grant nos. 2B08023 and MSM 0021620831) and the Russian Foundation for Basic Research (project no. 08-04-01128) and partially by the programme: "Studies on the Priority Directions of the Development of Science and Technology in Russia for 2007–2012" (state contract no. 16.512.11.2161).

### REFERENCES

1. E. V. Abakumov and E. I. Gagarina, *Soil Formation in Post-Technogenic Quarry Ecosystems in the Northwest of the Russian Plain* (Izd. St. Peterb. Gos. Univ., St. Petersburg, 2006) [in Russian].
2. E. V. Abakumov and E. I. Gagarina, "Soil Reclamation in Post-Technogenic Landscapes and Physical Properties of Waste Rocks," in Proc. All-Russia Conf. *Fundamental Physical Studies in Soil Science and Soil Reclamation* (Moscow, 2003), pp. 260–264 [in Russian].
3. V. A. Androkhov, E. D. Kulyapina, and V. M. Kurachev, *Soils of Technogenic Landscapes: Genesis and Evolution* (Novosibirsk, 2004) [in Russian].
4. R. I. Baeva and E. I. Gagarina, "The Disturbance of Natural Ecosystems in the Area of Phosphorite Mining," *Pochvovedenie*, No. 5, 86–102 (1992).
5. V. S. Zuev and E. V. Abakumov, "Some Problems of Remediation of Construction Waste Fills in St. Petersburg," *Probl. Ozelenen. Gorod.* No. 10, 216–218 (2004).
6. V. S. Kuznetsov, N. I. Shevyakova, Yu. G. Madzhugina, A. Yu. Orekhov, K. N. Stefanov, L. O. Karpachevskii, M. I. Serebryanaya, and I. Yu. Novitskii, "Specificity of Rehabilitation of Urban Dumps," *Probl. Ozelenen. Gorod.*, No. 10, 214–216 (2004).
7. S. M. Razumovskii, "Regularities of the Dynamics of Biocenoses," in *Selected Works*, (Moscow, 1999) [in Russian].

8. N. K. Shikula and A. N. Drugov, "Agrophysical Properties of Rehabilitated Soils in the Chasov-Yarsk Mining Area," *Pochvovedenie*, No. 9, 63–70 (1974).
9. A. Bradshaw, "Restoration of Mined Lands—Using Natural Processes," *Ecol. Engin.*, No. 8, 255–269 (1997).
10. N. C. Brady and R. R. Weil, *The Nature and Properties of Soils* (Prentice Hall, London, 1999).
11. W. Dunger, "Die Entwicklung der Bodenfauna auf Rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentegebaues," *Abh. Berichte Naturkundemus. Gorlitz*, **43**, 1–256 (1968).
12. F. Du, H. B. Shao, L. Shan, Z. S. Liang, M. A. Shao, "Secondary Succession and Its Effects on Soil Moisture and Nutrition in Abandoned Old-Fields of Hilly Region of Loess Plateau, China," *Colloids Surf. Bio-interfaces*, **58**, 278–285 (2008).
13. W. Dunger, "Zur Primärsukzession Humiphager Tiergruppen auf Berbuuflächen. Zoologisches Jahrbuch," *Abteil. Systematik*, **118**, 423–447 (1991).
14. J. Frouz and A. Nováková, *Development of Soil Microbial Properties in Topsoil Layer during Spontaneous Succession in Heaps after Brown Coal Mining in Relation to Humus* (Ceske Budejovice, 2005).
15. J. Frouz, K. Prach, and V. Pizl, "Interactions between Soil Development, Vegetation and Soil Fauna during Spontaneous Succession in Post Mining Sites," *Eur. J. Soil Biol.*, **44**, 109–121 (2008).
16. J. Frouz, V. Pizl, and K. Tajovsky, "The Effect of Earthworms and Other Saprophagous Macrofauna on Soil Microstructure in Reclaimed and Un-Reclaimed Post-Mining Sites in Central Europe," *Eur. J. Soil Biol.*, **43**, 184–189 (2007).
17. M. E. A. Jochimsen, "Reclamation of Colliery Mine Spoil Founded on Natural Succession," *Water Air Soil Pollut.*, **91**, 99–108 (1996).
18. A. Klute, *Methods of Soil Analysis* (Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA, 1986), Part 1, 383–409 (1986).
19. H. G. Knoch and H. Hanus, "Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft," *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, **111**, 1–11 (1965).
20. B. Krířbek, M. Strnad, Z. Boháček, I. Sýkorová, J. Čejka, and Z. Sobalik, "Geochemistry of Miocene Lacustrine Sediments from the Sokolov Coal Basin (Czech Republic)," *Int. J. Coal Geol.*, **37**, 207–233 (1998).
21. V. Kuráž and J. A. Matoušek, *Dielectric Soil Moisture Meter* (Patent No. 172234, Prague, 1998).
22. V. Kuráž and J. Matoušek, "Water Regime of Reclaimed Dumps," *Proc. Int. Symp. Soil Behaviors in Time and Space* (Vienna, 1997), pp. 67–70.
23. V. Kuráž, A. Brandstetter, H. Unterfrauner, and W. W. Wenzel, "Calibration of a Dielectric Soil Moisture Meter," *Proc. Int. Congr. Soils of Tropic Forest Ecosystems* (Mulawarman Univ. Press, Indonesia, 1995), Vol. 3, 118–126.
24. V. Kuráž, "Soil Properties and Water Regime of Reclaimed Surface Dumps in the North Bohemian Brown-Coal Region—A Field Study," *Waste Manage.*, **21**, 147–151 (2001).
25. Y. Y. Li and M. A. Shao, "Change of Soil Physical Properties under Long-Term Natural Vegetation Restoration in the Loess Plateau of China," *J. Arid Environ.*, **64**, 77–96 (2006).
26. C. S. Lee, Y. H. You, and G. R. Robinson, "Secondary Succession and Natural Habitat Restoration in Abandoned Rice Fields of Central Korea," *Restor. Ecol.*, No. 10, 306–314 (2002).
27. D. R. Maidment, *Handbook of Hydrology* (McGraw-Hill, London, 1993).
28. M. A. Nadporozhskaya, G. M. J. Mohren, O. G. Chertov, A. S. Komarov, and A. V. Mikhailov, "Soil Organic Matter Dynamics at Primary and Secondary Forest Succession on Sandy Soils in The Netherlands: An Application of Soil Organic Matter Model ROMUL," *Ecol. Model.*, **190** (3/4), 399–418 (2006).
29. W. D. Reynolds and D. E. Elrick, "In Situ Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity, Sorptivity Using the Guelph Permeameter," *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **140**, 292–302 (1985).
30. W. M. Schafer, G. A. Nielsen, D. J. Dollhopf, and K. Temple, *Soil Genesis, Hydrological Properties, Root Characteristics and Microbial Activity of 1 to 50-Year-Old Stripmine Spoils* (EPA-600/7-79-100, Cincinnati, Ohio, 1979).
31. M. Šourková, J. Frouz, U. Fettweis, O. Bens, R. F. Hütt, and H. Šantrůčková, "Soil Development and Properties of Microbial Biomass Succession in Reclaimed Post Mining Sites Near Sokolov (Czech Republic) and Near Cottbus (Germany)," *Geoderma* **129**, 73–80 (2005).
32. M. Šourková, J. Frouz, and H. Šantrůčková, "Accumulation of Carbon, Nitrogen and Phosphorus during Soil Formation on Alder Spoil Heaps after Brown-Coal Mining Near Sokolov (Czech Republic)," *Geoderma* **124**, 203–214 (2005).
33. F. O. Tijani, D. J. Oyedele, and P. O. Aina, "Soil Moisture Storage and Water-Use Efficiency of Maize Planted in Succession to Different Fallow Treatments," *Int. Agrophysics*, **22**, 81–87 (2008).

**Článek, č. 2**

CEJPEK, J., KURÁŽ, V., FROUZ, J.

Hydrological Properties of Soils in Reclamation and Unreclamation Sites after Brown-Coal  
Mining.

Polish Journal Environmental Study

2013

Original Research

# Hydrological Properties of Soils in Reclaimed and Unreclaimed Sites after Brown-Coal Mining

Jiri Cejpek<sup>1,2\*</sup>, Václav Kuráž<sup>3</sup>, Jan Frouz<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Institute for Environmental Studies, Faculty of Science, Prague 12800, Charles University in Prague, The Czech Republic

<sup>2</sup>Biology Centre, Institute of Soil Biology, AS CR, Ceske Budejovice 37005, The Czech Republic

<sup>3</sup>Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University, Prague 16000, The Czech Republic

Received: 27 January 2012

Accepted: 9 October 2012

## Abstract

Bulk density, porosity, water holding capacity, water field capacity, wilting point, clay content, hydraulic conductivity, and soil moisture were studied in unreclaimed sites (5, 15, and 25 years old) and reclaimed sites (20-30 years old) on a post-mining spoil heap near Sokolov, Czech Republic. The unreclaimed sites had been spontaneously colonized by shrubs, and the reclaimed sites had been planted with pine, spruce, oak, alder, or meadow (the meadows were created by the spreading of topsoil and grass seed). Soil bulk density decreased with site age and was similar in unreclaimed and reclaimed sites except in the meadow sites, where bulk density was highest. Field capacity (in terms of volumetric soil water content) increased with site age and was similar in unreclaimed and reclaimed sites except for the meadow sites, which had the lowest field capacity. The wilting point (in terms of volumetric soil water content) decreased with age in unreclaimed sites, was higher in reclaimed sites than in unreclaimed sites, and was higher for the meadows than for other sites. Hydraulic conductivity was generally low but was highest in young sites. Soil moisture content had no clear seasonal pattern in young, unreclaimed sites (which had little vegetation), but decreased in summer in all vegetated sites. Soil moisture was highest in the reclaimed alder sites and was lowest in the reclaimed pine and meadow sites. Relative to unreclaimed sites, reclaimed sites had a higher ability to hold water but a higher wilting point, such that water availability for plants was similar in both kinds of sites. The water deficit was highest in the reclaimed oak sites followed by the meadow sites. The latter finding indicates that the spreading of topsoil during reclamation does not result in improved soil moisture conditions 20 years later.

**Keywords:** physical properties, moisture regime, spoil heaps, reclaimed, unreclaimed sites

## Introduction

Open-cast coal mining causes massive disturbance to ecosystems. In this kind of mining, "spoil" material overlying the coal layer is removed and deposited in heaps on the soil surface. Because the spoil material is excavated from great depths, it differs substantially from recent soils [1]. It may have an unusual texture and a high content of heavy metals, and it may also be hydrophobic. Given these char-

acteristics, soil restoration is a prerequisite for ecosystem recovery at post-mining sites [2], and this restoration must concern the hydrological characteristics of the soil and the water regime [2-4].

The development of post-mining soils is determined by overburden, climate, vegetation, and soil organisms, all of which affect soil-forming processes [5, 6]. Previous research has indicated that the effect of the soil biota is closely linked to the prevailing vegetation [7]. Although reclamation technologies such as the planting of specific tree species and the spreading of topsoil greatly affect soil

---

\*e-mail: jiri.cejpek@gmail.com

Table 1. Characteristics of the 12 types of post-mining sites and microhabitats in unreclaimed and reclaimed sites used in this study. Note that the surfaces of unreclaimed sites had a wave-like character created by heaping. Each type of site was represented by two replicate sites.

Type of site and microhabitat	Age (years)	Reclamation measure	Microhabitat description	Plant community
S5/10 T	5 or 10	unreclaimed wave-like surface created by heaping	wave top	sparse vegetation dominated by <i>Calamagrostis epigeios</i>
S5/10 B	5 or 10	unreclaimed wave-like surface created by heaping	wave bottom	sparse vegetation dominated by <i>Calamagrostis epigeios</i>
S T	25-30	unreclaimed wave-like surface created by heaping	wave top	shrub community dominated by <i>Salix caprea</i>
S B	25-30	unreclaimed wave-like surface created by heaping	wave bottom	shrub community dominated by <i>Salix caprea</i>
S S	25-30	unreclaimed wave-like surface created by heaping	wave side	shrub community dominated by <i>Salix caprea</i>
PN	25-30	reclaimed, leveled, planted with pine		<i>Pinus contorta</i>
PC	25-30	reclaimed, leveled, planted with spruce		<i>Picea omorika</i> and <i>Picea pungens</i>
M	20	reclaimed, topsoil was spread, and grass mixture was seeded		cultural grasses and legumes, <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Trifolium pratensis</i>
Q	25-30	reclaimed, leveled, planted with oak		<i>Quercus robur</i>
A	25-30	reclaimed, leveled, planted with alder		<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Alnus incana</i>

formation on post-mining sites [7], their effects on soil hydrological properties and water regimes are insufficiently understood [8]. The main objective of this study was to compare the basic soil hydrological properties and soil moisture status in reclaimed sites and unreclaimed post-mining sites of various ages.

### Materials and Methods

Our study was conducted on one large post-mining spoil heap in the Sokolov coal mining area in North Bohemia; the spoil material was deposited from the 1970s to 2005 [9, 10], and the coordinates of the centre of the spoil heap are 50°14'21" N, 12°39'24" E. The spoil heap occupies 1957 ha and has an average altitude of 600 m a.s.l., a mean annual precipitation of 650 mm, and a mean annual air temperature of 6.8°C. Most of the spoil material in this heap consists of alkaline (pH 8) tertiary clay [11]. For this study, seven types of sites were selected. Each of the 7 types of sites (Table 1) was represented by two sites that were at least 250 m apart, each ranging in area from 1 to 10 ha were selected. Two of this site type (both unreclaimed sites) have characteristic wavelike structure and hence several microhabitats were distinguished on each site. At each site, research was conducted in a 50×50 m area that was at least 25 m from the margin of the site (from the zone where vegetation type changed). Sites were reclaimed or unreclaimed (Table 1). Sites were reclaimed by the planting of specific kinds of trees in plantations (alder, oak, spruce, and pine, abbreviated hereafter as A, Q, PC, and PN; one kind of tree plantation per site) 25-30 years before this study or by the

spreading of topsoil and seeding of grasses 20 years before the study (abbreviated as M). The unreclaimed sites about 25 year old (abbreviated as S) were dominated by the *Salix caprea* shrubs. Young unreclaimed sites (S5/10) were covered by sparse vegetation dominated by *Calamagrostis epigeios* grass and the herb *Tusilago farfara*. The surfaces of the unreclaimed sites have a wave-like character created by heaping, and three microhabitats were designated within each study area according to their location on the wave: T, B, and S refer to the top, bottom, and side of the wave.

The term "site age" refers to the age since the last major disturbance. For reclaimed sites, site age indicates the number of years before the study when trees and grasses were planted. For unreclaimed sites, site age refers to the number of years before the study when the last spoil material had been deposited. The age of the unreclaimed sites with *Salix caprea* was similar to that of the reclaimed sites. The younger unreclaimed sites with *Calamagrostis epigeios* were 5-10 years old, because it typically takes several years after heaping before a plot is leveled and prepared for reclamation. These young sites can be assumed as a starting point for all other sites (Table 1). Hence we can compare the effect of reclamation in two ways. Firstly as a difference between young unreclaimed sites (5-10 year old) and a particular reclaimed site, this gives us the impression about absolute changes achieved during 20+ years of development. Another view is to compare reclaimed and unreclaimed sites about the same age, which gives added value of reclamation compared to a situation when no action was taken.

Volumetric soil moisture content (g of water per 100 cm<sup>3</sup> of soil × 100) was measured monthly at each site (two measurements per sampling date per site) from August

Table 2. Soil physical properties of soils at 12 types of sites on spoil heap in the Czech Republic.

Site type	Bulk density	Porosity	Water-holding capacity	Field-water capacity	Wilting point	Clay content	Hydraulic conductivity *10 <sup>7</sup>
	g·cm <sup>-3</sup>	% volumetric	% volumetric	% volumetric	% volumetric	% volumetric	[m·s <sup>-1</sup> ]
S5T	1.15±0.07a	61±1cba	50±3g	36±3e	32±1edc	22±4dc	7.6±0.5a
S5B	1.10±0.08ba	65±2ba	48±2g	38±3edc	30±3edc	22±3dc	4.8±0.3edcb
S10T	1.00±0.07cba	61±3cba	57±4dcb	38±2edc	35±3cba	30±1ba	7.6±0.5a
S10B	0.98±0.08dcb	67±2a	53±2ed	37±6ed	28±5edc	27±5cba	5.3±0.5dcb
ST	0.83±0.07fe	51±4d	63±5b	53±4ed	29±2edc	17±2ed	5.9±0.3b
SB	0.93±0.08edc	61±5cb	63±5b	55±5a	28±3ed	13±1e	4.8±0.3dc
SS	0.89±0.06ed	56±4c	49±4fe	35±2ed	26±3e	13±3e	5.5±0.9cb
PN	0.91±0.05ed	62±2ba	55±2cd	47±3cb	26±3e	26±5cb	4.9±0.9dc
PC	0.86±0.07ed	65±3ba	62±6b	47±6cb	32±6dc	31±4a	5.2±0.4dcb
M	1.17±0.13a	55±4dc	45±5f	40±6dc	34±7cb	25±4cb	4.4±0.7ed
Q	0.83±0.05fe	63±5ba	60±5cd	54±4ba	39±3a	16±2e	3.7±0.6e
A	0.73±0.08f	67±4a	72±4a	57±3a	39±3ba	27±6cba	4.9±0.3dc

Values are means ±SD. Means in a column followed by the same letter are not significantly different (one-way ANOVA, LSD *post hoc* test,  $p < 0.05$ ).

2007 to July 2011, except that the two M sites were first measured in September 2009. This measurement was made at 5, 10, 35, and 40 cm depth with a dielectric moisture meter and access tubes [12-14].

Hydraulic conductivity was measured in autumn 2009 with a Guelph permeameter [3, 15, 16] to 10 cm depth with three replicate measurements per site. At the same time, three undisturbed soil cores were taken from each site or microhabitat for determination of bulk density, water holding capacity, water field capacity, and wilting point [3, 17]; the unit of measurement for the latter three determinations was volumetric water content, as described earlier. Material from the soil cores was then used to determine the clay content using the Casagrande method [17-19] and to determine specific density [17, 19]. Porosity was calculated from bulk density and specific density values as  $100 \times (\text{specific density} - \text{bulk density}) / \text{bulk density}$ , and porosity was expressed as a percentage.

Data for the two replicates per type of site were averaged before analyses. A three-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine the effects of site, date and year of measurement, and soil depth on soil moisture. A one-way ANOVA, followed by an LSD *post hoc* test, was used to explore differences in soil moisture and other parameters among sites.

## Results

### Soil Physical Properties

Bulk density ranged from 0.73 to 1.17 g·cm<sup>-3</sup> (Table 2). It decreased with site age and was similar in reclaimed and

unreclaimed sites, except that bulk density was higher in the M than in the other sites. Among the sites reclaimed by the establishment of plantations, bulk density was highest in the PN sites and lowest in the A sites.

Porosity ranged from 51 to 67% but had no clear pattern with respect to reclamation and site age (Table 2).

Water holding capacity ranged from 45 to 63% (Table 2). It was generally higher at the older sites than at the younger sites (Table 2). Water holding capacity was highest in A sites and lowest in the depressions and tops of the waves in the 5-year-old unreclaimed sites (S5B and S5T). Among the reclaimed sites, water holding capacity was lowest in the M sites.

Field capacity ranged from 35 to 57% (Table 2). With the exception of the SB sites, field capacity was generally higher in the reclaimed soils than in the unreclaimed soils.

The wilting point ranged from 26 to 39% (Table 2). It decreased with site age in unreclaimed sites, was generally higher in reclaimed sites than in unreclaimed sites, and was highest in Q and A sites (Table 1).

Clay content ranged from 13 to 31% by volume (Table 2) and did not clearly differ between reclaimed and unreclaimed sites or with site age. The highest value was found in reclaimed PC sites. The lowest values of clay content among unreclaimed sites were in the wave sides (SS) and in the wave depressions (SB). The lowest value for clay content among the reclaimed sites was at the Q sites (Table 2).

Hydraulic conductivity was low at all sites; it ranged from 3.7 to 7.6·10<sup>7</sup> m·s<sup>-1</sup> (Table 2). The values tended to be highest on the wave tops in the young, unreclaimed sites (S5T and S10T) and tended to be lowest in the Q sites (Table 2).

Table 3. ANOVA results for the effect of site age, soil depth, site type (site), and their interactions on soil moisture content. Variability (%) indicates the percentage of the variability explained by the source of variance.

Source of variance	df	Variability (%)	p
Season (sampling date)	25	20.5	>0.0001
Depth	3	6.2	>0.0001
Site	11	64.2	>0.0001
Season × depth	75	1.1	0.0066
Season × site	250	5.0	>0.0001
Depth × site	30	2.7	>0.0001
Season × depth × site	750	0.3	ns

### Soil Moisture Content

Soil moisture content was significantly influenced by site, seasonal effect represented by date of sampling, and soil depth (Table 3). The percentage of the variability explained by these three factors was highest for site and lowest for soil depth (Table 3). The two-way interactions also were significant, but the three-way interaction was not. Soil moisture content averaged across all depths ranged from 34.3 to 58.2% among the 12 kinds of sites (Table 4). In unreclaimed sites, soil moisture ranged from 38.3 to 48.9%. Soil moisture in unreclaimed sites was highest at SB (wave bottom) and lowest at SS (wave side).

In reclaimed sites, soil moisture content ranged from 34.3 to 58.2%, was highest in A sites, and was lowest in PN and M sites (Table 4).

Averaged across all sites, soil moisture content tended to be greater at 10 cm than at other depths (Table 4). At PN sites, soil moisture content was highest at 5 cm depth. In M sites and at many unreclaimed sites, soil moisture content did not change significantly with depth (Table 4).

Moisture fluctuations in the young unreclaimed sites, which were not covered by woody vegetation, were more variable and lacked a clear seasonal pattern with summer depression (Fig. 1). Soil moisture contents in older unreclaimed sites were highest in November, December, and January and lowest in July and August (Fig. 1). Seasonal fluctuations in soil moisture content were similar among reclaimed sites (Fig. 2). Values were highest in October, November, December, and March, and lowest in June, July, and August. Among reclaimed sites, soil moisture content was highest and most stable at A sites. The summer drop in soil moisture was greatest in the PN and Q sites.

The average percentage of days when soil moisture was below the wilting point at one or more sampling depths ranged from 14-88% among the sites (Table 5); this percentage was highest for sites Q and L and tended to be lowest for sites S5B/10B and ST. Analysis by depth did not reveal a significant difference in this variable among sites.

### Discussion

Although the water holding capacity was greater in the reclaimed than in the unreclaimed post-mining sites, water

Table 4. Volumetric soil moisture content (g of water per 100 cm<sup>3</sup> of soil × 100) averaged across soil depths and by soil depth. Values are means ±SD for data collected monthly from August 2007 to July 2011 (but from September 2009 to July 2011 for M sites). Means in a column followed by the same letter are not significantly different (one-way ANOVA, LSD *post hoc* test, p<0.05). Means in a row preceded by the same letter (and means in a row without preceding letters) are not significantly different (one-way ANOVA, LSD *post hoc* test, p<0.05).

Type of site	Soil moisture content averaged across depths	Soil moisture content by depth			
		5 cm	10 cm	35 cm	40 cm
S5T	38.3±8.3de	a40.5±9.0cde	b45.9±6.7dc	a40.1±7.5dc	a39.4±8.2dc
S5B	43.1±8.7 cde	43.5±9.6bcde	46.3±8.4dc	40.8±8.0c	42.9±7.6c
S10T	41.6±8.8 cde	40.2±9.7de	44.0±7.8dc	42.9±8.6cb	43.2±7.0c
S10B	41.4±7.8de	43.0±8.4bcde	40.0±9.4cd	39.8±6.5dc	41.8±6.1c
ST	43.6±9.6cd	41.0±12.6de	44.6±8.9dc	44.6±7.3cb	44.9±8.0c
SB	48.9±8.7b	a50.2±9.3ab	a52.6±7.4b	b46.9±7.9b	b46.0±8.2c
SS	34.8±9.4b	33.1±11.7abc	34.6±8.1cb	34.6±8.4b	36.8±8.6b
PN	34.3±12.8f	a40.1±11.4e	b34.4±13.4e	b30.8± 2.0e	b31.8±12.1e
PC	44.7±12.1c	47.1±12.5abcd	44.5±12.8dc	44.3±9.6cb	42.9± 12.8c
M	34.8±8.71f	30.9±9.6e	32.7±8.4e	38.4±5.9e	37.3±8.3e
Q	37.9±13.1e	a41.2± 13.0de	a43.0±10.8d	b33.7±12.7ed	b33.6±13.0de
A	58.2±12.4a	a52.9± 16.2a	b61.0±10.6a	ab59.3± 8.3a	ab59.3± 11.5a

limitation did not differ substantially between these two kinds of sites because the wilting point occurred at a higher percentage of soil water content in the reclaimed sites. Increases in field capacity and wilting point are related because both reflect the weathering of original mudstones, which results in increasing clay content, and the accumulation of organics [4]. Water consumption should be higher in reclaimed than in unreclaimed post-mining sites because plant biomass is much higher in the former [10]. The combination of higher wilting points and greater water consumption in the reclaimed site could result in similar water deficiencies in both kinds of sites. The greatest shortage of soil moisture (as indicated by the percentage of sampling dates on which soil water content was below the wilting

point) was detected in sites reclaimed by the planting of oak, which may be explained by the slow development of the soils and the relatively high plant biomass on such sites [10].

Low soil moisture content and high water deficiency also were observed in the meadow, which had been reclaimed 20 years earlier by the spreading of topsoil and seeding of grasses. Although one of the main reasons for topsoil spreading is the improvement of the physical properties of soil, the data from the meadow site in the current study suggest that topsoil spreading does not improve soil moisture conditions, at least when those conditions are measured 20 years later. The failure of topsoil spreading to improve soil moisture can be explained by its effects on water content at the wilting point and on soil porosity;

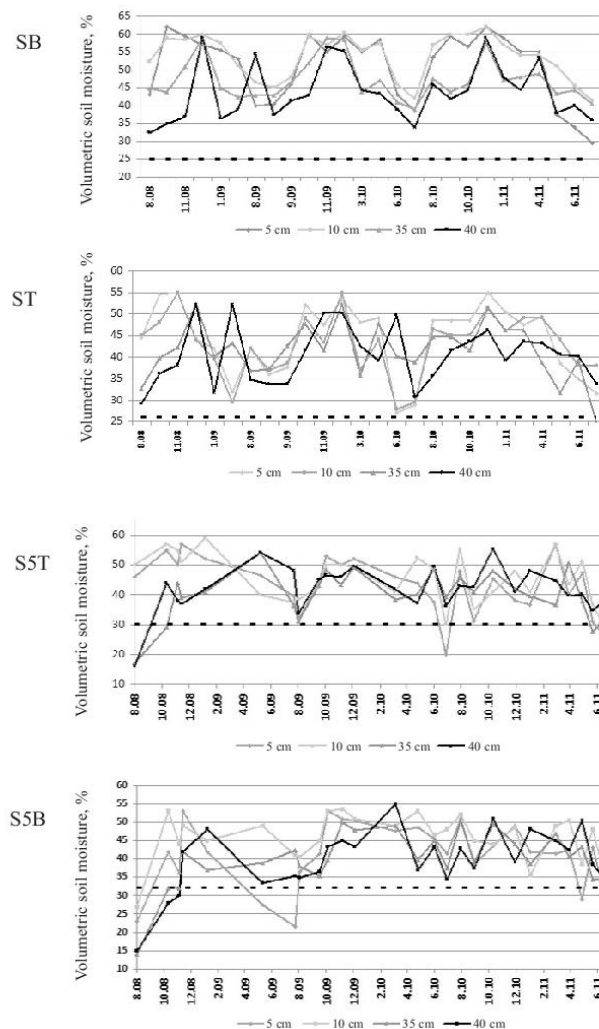


Fig. 1. Examples of changes in soil moisture content from 2008 to 2011 by soil depth in unreclaimed sites. See Table 1 for site details. On the X axis, date is indicated by "month-year"; for example, 8.08 indicates August 2008. The dashed line indicates the permanent wilting point.

topsoil spreading increased the water content at the wilting point and decreased porosity (Table 2). The decrease in porosity is likely caused by the compaction that accompanies the storage and spreading of topsoil. Also, it has been documented that greater soil compaction occurs in spoils amended with topsoil than in spoils allowed to develop without topsoil [20].

The frequent water shortages in the meadow sites (M) also can be explained by evaporative water loss. Forests experience a relatively reduced level of evaporation because the vegetation entraps a layer of relatively still air, but meadows do not create a zone of still air and are therefore more likely to experience greater evaporation.

Wang et al. [21] and Doerr et al. [22] describe how water repellency (hydrophobicity) can limit the moisture content of some soils. Although high water repellency has

often been described from post-mining sites similar to those in the current study [23, 24], repellency has not been commonly observed at our study site. On the other hand, dry soil containing a high quantity of organic matter often exhibits some water repellency [23-26], and this may have reduced water absorption in the current study, particularly in the meadow sites after prolonged droughts.

In agreement with V. Kuraz [3] (who studied soil moisture in the same sites described in this paper), we found that soil moisture content was greater in depressions than at the top of the waves in young, unreclaimed spoil heaps. This difference is greatest in the surface layers, decreases with depth, and is largely explained by the effect of gravity [3]; the difference is more pronounced when soil moisture content is high, e.g., after heavy rains [27]. In addition, the soil at the top of the wave during summer has many cracks and

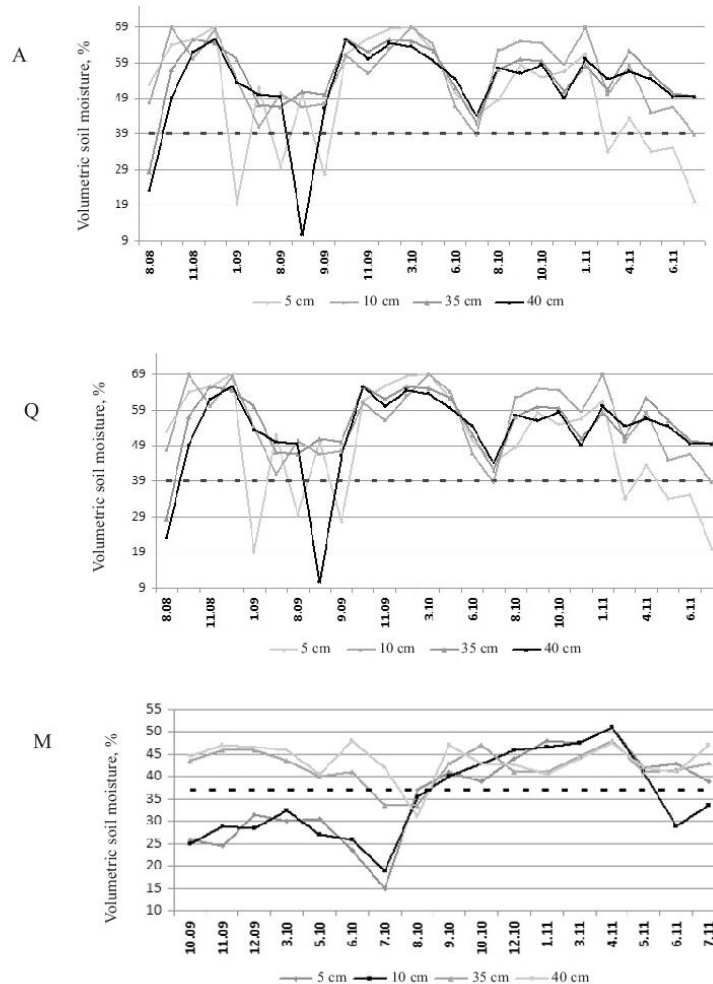


Fig. 2. Examples of changes in soil moisture content from 2008 to 2011 by soil depth in reclaimed sites. See Table 1 for site details. On the X axis, date is indicated by "month-year"; for example, 8.08 indicates August 2008. The dashed line indicates the permanent wilting point.

Table 5. Percentage of days when the soil moisture content was below the wilting point according to type of site and soil depth. Values are means  $\pm$ SD. Means in the second column followed by the same letter are not significantly different (one-way ANOVA, LSD *post hoc* test,  $p < 0.05$ ). S5/10T combines data for S5T and S10T. S5/10B combines data for S5B and S10B.

Type of site	% of days below the wilting point				
	At least one depth	5 cm	10 cm	35 cm	40 cm
S5/10T	40 $\pm$ 26cde	31 $\pm$ 6	9 $\pm$ 2	10 $\pm$ 3	11 $\pm$ 2
S5/10B	19 $\pm$ 17de	8 $\pm$ 4	12 $\pm$ 6	16 $\pm$ 2	10 $\pm$ 1
ST	14 $\pm$ 16e	7 $\pm$ 3	0 $\pm$ 0	8 $\pm$ 4	0 $\pm$ 0
SB	47 $\pm$ 28de	50 $\pm$ 23	7 $\pm$ 3	0 $\pm$ 0	11 $\pm$ 5
SS	43 $\pm$ 23cd	38 $\pm$ 8	38 $\pm$ 19	23 $\pm$ 10	17 $\pm$ 4
PN	57 $\pm$ 28cb	20 $\pm$ 3	30 $\pm$ 10	32 $\pm$ 26	37 $\pm$ 27
PC	38 $\pm$ 20de	1 $\pm$ 1	17 $\pm$ 8	5 $\pm$ 2	34 $\pm$ 17
M	83 $\pm$ 30ab	61 $\pm$ 27	57 $\pm$ 15	19 $\pm$ 10	37 $\pm$ 30
Q	88 $\pm$ 30a	58 $\pm$ 2	70 $\pm$ 21	76 $\pm$ 6	70 $\pm$ 34
A	38 $\pm$ 23cde	31 $\pm$ 7	6 $\pm$ 3	8 $\pm$ 4	13 $\pm$ 7

macropores that enhance drainage and evaporation [23]. Soil water content may not be much higher at the wave depression than at the top, however, if the depression supports dense herbaceous vegetation, which would remove substantial water from the soil via transpiration. Among the reclaimed sites, soil water content was highest in sites planted with alder (A). The high soil water content was accompanied by a high value for field capacity, which may be associated with intensive soil development [7]. At the alder sites, soil development is enhanced by the input of high-quality litter (litter with a low C/N ratio) and by the consequent increase in the activity of soil fauna [4]. Soil development also is enhanced by a dense layer of herbaceous vegetation [10, 28]. Soil moisture on the surface was also higher and more stable in the alder sites than in the other reclaimed sites. For most sites (reclaimed or unreclaimed), the large fluctuations in soil moisture content occurred mainly between 10 to 35 cm depth. The water content often decreased between 35 and 40 cm but then increased slightly with greater depth. Frouz et al. [10] and Penna et al., [27] state that the soils of spoil heaps are not fully developed, which affects water penetration at the surface and subsurface runoff.

Bulk density in the unreclaimed sites, which were undergoing succession, gradually decreased with age. This may correspond with the accumulation of organic material resulting from litter input and the activity of soil fauna [6, 9, 10, 29, 30, 31]. Bulk density was highest and porosity was lowest in the meadow soil. As discussed earlier, this may have been caused by compaction when the topsoil was spread [20]. Bulk density can have high spatial variability depending mainly on the quantity and composition of soil organic matter [6]. As documented by V. Kuraz [3], large spoil heaps have substantial soil heterogeneity [32, 33]. In the unreclaimed sites, bulk density was lower in the tops and than in the depressions of the waves. Bulk density is

generally greater in waves without vegetation because in the absence of vegetation, the clay particles can freely realign [29]. In sites with vegetation, bulk density is generally greater in the depressions than in the tops because the accumulation of litter and the greater biological activity in the depressions cause the clay particles to aggregate with other soil particles [30].

## Conclusion

The ability of soils to maintain stable soil moisture conditions all year long is greater on reclaimed sites with the extensive occurrence of soil fauna, litter input, and weathering intensity than on unreclaimed post-mining sites. On unreclaimed sites where we left the original heterogeneity surface, soil moisture conditions were markedly heterogeneous. The soil water content at the wilting point, however, was higher at reclaimed than at unreclaimed sites, such that water availability for plants was similar for both reclaimed and unreclaimed sites. On the group-wide level spoil heaps reflected the influence of a different geological substrate. This study does not support the idea that the spreading of topsoil leads to long-term improvements in soil hydrological soil properties.

## Acknowledgements

Our study was supported by grant GAUK, No. 169410, provided by Charles University in Prague; by grant 2B8023, provided by the Ministry of Education Youth and Sports of the Czech Republic; and by grant GAP 504/12/1288, provided by the Czech Science Foundation. The Sokolovská uhelná Mining Company is thanked for the research permit and technical support.

## References

1. SOURKOVA M., FROUZ J., FETTWEIS U., BENS O., HUTTL R.F., SANTRUCKOVA H. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*. **129**, 73, **2005**.
2. BRADY N.C., WEIL R.R. *The Nature and Properties of Soils*. Stehen Helba; Cheryl Asherman. 3<sup>rd</sup> compl. edition. Prentice-Hall: Upper Saddle River. 960, **2002**.
3. KURAZ V. Soil properties and water regime of reclaimed surface dumps in the North Bohemian brown-coal region - a field study. *Waste Manage.* **21**, 147, **2000**.
4. FROUZ J., ELHOTTOVA D., KURAZ V., SOURKOVA M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Appl. Soil Ecol.* **33**, 308, **2006**.
5. MERMOUD A., XU D. Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions. *Soil Till. Res.* **87**, 89, **2006**.
6. LI Y.Y., SHAO M.A. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. *J. Arid Environ.* **64**, 77, **2006**.
7. FROUZ J., VAN DIGGELEN R., PIZL V., STARY J., HANEL L., TAJOVSKY K., KALCIK J. The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. *Biodivers. Conserv.* **18**, 3963, **2009**.
8. MAZUR K., SCHOENHEINZ D., BIEMELT D., SCHAAF W., GRUNEWALD U. Observation of hydrological processes and structures in the artificial Chicken Creek catchment. *Phys. Chem. Earth.* **36**, 74, **2011**.
9. FROUZ J., KEPLIN B., PIZL V., TAJOVSKY K., STARY J., LUKESOVA A., NOVAKOVA A., BALIK V., HANEL L., MATERNA J., DUKER C., CHALUPSKY J., RUSEK J., HEINKELE T. Soil biota and upper soil layers development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecol. Eng.* **17**, 275, **2001**.
10. FROUZ J., PRACH K., PIZL V., HANEL L., STARY J., TAJOVSKY K., MATERNA J., BALIK V., KALCIK J., REHOUNKOVA K. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *Eur. J. Soil Biol.* **44**, 109, **2008**.
11. KRIBEK B., STRNAD M., BOHACEK Z., SYKOROVA I., CEJKA J., SOBALIK Z. Geochemistry of Miocene lacustrine sediments from the Sokolov Coal Basin (Czech Republic). *Int. J. Coal Geol.* **37**, 207, **1998**.
12. KURAZ V., MATOUSEK J. Dielectric soil moisture meter. Patent No. 172234, Prague, **1978**.
13. KURAZ V. Testing of a Field Soil Moisture Meter. *Geotech. Test. J.* **3**, 21, **1981**.
14. WHALLEY WR., COPE RE., NICHOLL CJ., WHITMORE AP. In - field calibration of a dielectric soil moisture meter designed for use in an access tube. *Soil Use Manage.* **20**, 203, **2004**.
15. REYNOLDS WD., ZEBCHUK WD. Hydraulic conductivity in a clay soil: Two measurement techniques and spatial characterization. *Soil Sci Soc Am J.* **60**, 1679, **1996**.
16. KODESOVA R., SIMUNEK J., NIKODEM A., JIRKU V. Estimation of the Dual - Permeability Model Parameters using Tension Disk Infiltrometer and Guelph Permeameter. *Vadose Zone Journal.* **9**, 213, **2010**.
17. PANSU M., GAUTHEYROU J., LOYER J.Y. *Soil Analysis: Sampling, Instrumentation, Quality control*. Paris: A. A. Balkema, a member of Swets & Zeitinger Publishers, 495, **2001**.
18. HEAD K. H. *Manual of Soil Laboratory Testing. Soil Classification and Compaction Test*, 2<sup>nd</sup> edition, John Wiley and Sons. **1992**.
19. PEVERILL K.I., SPARROW L.A. *Soil Analysis: an Interpretation manual*. 2. Australia: CSIRO Publishing. 371, **2001**.
20. ASHBY W. C. Reclamation with trees pre- and post-SMCRA in southern Illinois, USA. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment.* **12**, 117, **1998**.
21. WANG Z., FEYEN J., VAN GENUCHTEN MT, NIELSEN DR. Air entrapment effects on infiltration rate and flow instability. *Water Resour. Res.* **34**, 213, **1998**.
22. DOERR SH., SHAKESBY RA., DEKKER LW., RITSEMA C.J. Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. *Eur. J. Soil Sci.* **57**, 741, **2006**.
23. DOERR SH., SHAKESBY RA., WALSH RPD. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews.* **51**, 33, **2000**.
24. SONNEVELD MPW., BACKX MAHM., BOUMA J. Simulation of soil water regimes including pedotransfer functions and land-use related preferential flow. *Geoderma.* **112**, 97, **2003**.
25. BARTON L., COLMER TD. Ameliorating water repellency under turfgrass of contrasting soil organic matter content: Effect of wetting agent formulation and application frequency. *Agr. Water Manage.* **99**, 1, **2011**.
26. ATANASSOVA I., DOERR, SH. Changes in soil organic compound composition associated with heat - induced in soil water repellency. *Eur. J. Soil Sci.* **62**, 516, **2011**.
27. PENNA D., TROMP-VAN MEERVELD H.J., GOBBI A., BORGA M., DALLA FONTANA G. The influence of soil moisture on threshold runoff generation processes in an alpine headwater catchment. *Hydro Earth Syst Sc.* **15**, 689, **2011**.
28. MUDRAK O., FROUZ J., VELICHOVA V. Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecol. Eng.* **36**, 783, **2010**.
29. FROUZ J., PIZL V., TAJOVSKY K. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *Eur. J. Soil Biol.* **43**, 184, **2007**.
30. FROUZ J., ELHOTTOVA D., MALY S., PICEK T., PIZL V., SOURKOVA M., TAJOVSKY K. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Appl. Soil Ecol.* **37**, 72, **2007**.
31. ZEITHAML J., PIZL V., SKLENICKA P. Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties. *Pesqui. Agropecu. Bras.* **44**, 922, **2009**.
32. RICHARDS I.G., PALMER J.P., BARRATT P.A. *The reclamation of former coal mines and steelworks*. Amsterdam, NL: Elsevier Science Publishers B.V. **717**, **1993**.
33. MARSHALL T.J., HOLMES J.W., ROSE C.W. *Soil Physics*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. **457**, **1996**.

**Článek, č. 3**

CEJPEK, J., KURÁŽ, V., VINDUŠKOVÁ, O., FROUZ, J.

Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites.

Ecohydrology

2017

## SPECIAL ISSUE PAPER

## Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites

Jiří Cejpek<sup>1</sup> | Václav Kuráž<sup>2</sup> | Olga Vindušková<sup>1</sup>  | Jan Frouz<sup>1</sup> <sup>1</sup>Faculty of Science, Institute for Environmental Studies, Charles University, Prague 2, Czech Republic<sup>2</sup>Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague, Prague 6, Czech Republic

## Correspondence

Jan Frouz, Faculty of Science, Institute for Environmental Studies, Charles University, Prague 2, Czech Republic.

Email: frouz@natur.cuni.cz

## Funding information

MEYS Czech Republic, Grant/Award Number: LM2015075; SoWa Research Infrastructure, Grant/Award Number: LM2015075

## Abstract

Water regime, throughfall, stemflow, soil water storage, subsurface runoff, and meteorological parameters were studied during 2 years (2011–2012) in 2 reclaimed and 2 unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). All sites were 25–35 years old, covered by woody vegetation, and developed on the same overburden consisting of tertiary clays. Interception of water by vegetation was about one third of precipitation in both reclaimed and unreclaimed sites; stemflow also did not differ significantly between sites and represented less than 10% of interception. Both reclaimed and unreclaimed sites have stable amount of soil water in the soil profile independent of precipitation, but water storage in reclaimed sites was significantly higher. The results suggest that after 25–35 years, there is no major difference in water budget of reclaimed and unreclaimed sites that develop by unassisted natural succession.

## KEYWORDS

canopy cover, evapotranspiration, rainfall, runoff, snow, succession, temperature, water balance

## 1 | INTRODUCTION

Open-cast coal mining causes massive disturbance to ecosystems. Large amount of overburden spoil material overlying coal layers is excavated and deposited in spoil heaps. The spoil material typically has very low biological activity (Bujalský, Kaneda, Dvorščik, & Frouz, 2014; Frouz et al., 2001; Helingerová, Frouz, & Šantrůčková, 2010; Kuráž, 2001). Ecosystem recovery in post-mining sites is affected by substrate quality and terrain topography (Bradshaw, 1983; Frouz, Kalčík, & Velichová, 2011; Martínez-Ruiz & Marrs, 2007). The excavated material comes from a large depth and may vary substantially in chemical and physical properties (Šourková et al., 2005). The coal mine spoil, which is deposited above ground in the form of huge heaps, degrades esthetical values and ecological functions of the landscape. It is characterized by high compaction, low water retention, considerable thermal activity (due to susceptibility to self-ignition), extreme pH values (both low and high), high salinity, deficiency of nutrients, and sometimes, elevated concentrations of heavy metals and other pollutants (Johnson, 2003; Moffat & Bending, 2006; Sendlein, Yazicigil, & Carlson, 1983). Adverse properties of spoil material, such as sensitivity to erosion, toxicity, unsuitable water regime, or nutrient deficiency, may reduce plant growth in some post-mining landscapes (Bian, Inyang, Daniels, Otto, & Struthers, 2010; Bradshaw, 1983; Bradshaw, 1997; Li, Park, Edraki, & Baumgartl, 2014; Piha, Vallack, Michael, & Reeler, 1995; Stefanowicz, Kapusta, Błońska, Kompała-Bąba, & Woźniak, 2015; Woch, Radwańska, & Stefanowicz, 2013).

Although reclamation strategies such as the planting of specific tree species or leaving the heap unreclaimed greatly affect soil formation on post-mining sites (Frouz et al., 2008; 2009; 2013), their effects on soil hydrological properties and water balance are insufficiently understood (Mazur, Schoenheinz, Biemelt, Schaaf, & Grünwald, 2011). The soil water regime of these heterogeneous dumps is generally influenced by soil properties, climatic, and management factors. Unfortunately, only the soil texture, as the basic soil property, is essentially constant over time. Other properties, such as bulk density and porosity vary in the course of the year, and they have an interdependent effect on the development of water storage and flow (Kuráž, 2001). Previous studies on the resistance of the surface of dumps to water erosion have shown that slopes without reclamation have very low resistance in the case of high rainfall intensity (Kuráž, 2001; Váška, Kuráž, & Čermák, 1993).

The aim of this work was to describe and compare the water budget at both reclaimed and unreclaimed post-mining sites in order to identify differences in which these sites capture water and maintain and utilize soil water storage during the year. We expect that unreclaimed sites will show higher throughfall and capture of precipitation due to lower canopy cover and larger vegetation heterogeneity. The lower cover may also contribute to lower loss of water due to transpiration.

However, we may look on studied sites not only as an example of different reclamation technologies but also as on sites overgrown by plant species with different leaf traits. In post-mining sites, soils develop *de novo* under influence of plants. This gives us unique

opportunity to study relationship between plant traits and soil development on one side and leaf traits and water use on the other side. There is a general tendency that plants with fast-growing strategy have thinner leaves (high specific leaf area) that correspond with high leaf water content and presumably higher water use (Vendramini et al., 2002). On the other hand, previous studies exploring development of soil hydraulic properties under different plant species suggest that plants and trees with fast-growing strategy and lower C:N ratio of the litter produce soils capable to store more water (Frouz & Kuráž, 2014). Based on that, we can propose that alder plantations will have higher water losses by transpiration than unreclaimed sites, but those will be compensated by producing soils with higher water storage in comparison with succession.

## 2 | MATERIAL AND METHODS

### 2.1 | Study sites

The study was conducted on one large post-mining spoil heap (Velka podkrusnohorska spoil heap, global positioning system: 50°14'21" N, 12°39'24" E) near the town of Sokolov, Czech Republic, where the spoil material was deposited from the 1970s to 2005. The spoil heap occupies 1957 ha and has an average altitude of 600 m a.s.l., mean annual precipitation of 650 mm, and mean annual air temperature of 6.8°C. The main component of spoil material is Neogene clays (Cypris series; Frouz et al., 2001), which consist mainly of kaolinite, illite, montmorillonite, and quartz and contain also carbonates and significant amount of kerogen (Kříbek et al., 1998), derived mainly from the algae *Botryococcus* (Dašková & Konzalová, 2012). Most of the spoil material is alkaline (pH ~ 8; Frouz et al., 2008).

For this study, two reclaimed and two unreclaimed sites aged between 25 and 35 years were selected at least 250 m apart, each ranging in area from 1 to 10 ha. The two unreclaimed sites (abbreviated as U1 and U2) have characteristic wave-like structure created by heaping, and hence, different microhabitats were distinguished at each site. At each site, research was conducted in a 50 × 50 m area that was at least 25 m from margin of the site (from the zone where vegetation type changed). Reclaimed sites (abbreviated as R1 and R2) were planted by alder (*Alnus glutinosa* and *A. incana*). The unreclaimed sites were dominated by willow (*Salix caprea*), birch (*Betula pendula*), and aspen (*Populus tremula*). The density of trees in individual sites based on a previous study (Frouz et al., 2015) is summarized in Table 1. Due to wave-like character at unreclaimed sites, three microhabitats were designated within each site according to their location on the wave: top (T), bottom (B), and slope (S) of the wave. The term "site age" refers to the age since the last major disturbance. For reclaimed sites, it is the number of years that has passed since planting of the trees. For

**TABLE 1** Basic parameters of woody vegetation in reclaimed and unreclaimed sites based on Frouz et al. (2015)

Site type	Trunks (ha <sup>-1</sup> )	DBH (cm)	Height (m)
Reclaimed	3775 ± 50	8.4 ± 5.2	8.5 ± 5.1
Unreclaimed	4275 ± 175	6.1 ± 6.1	6.8 ± 6.8

Note. DBH = diameter at breast height.

unreclaimed sites, site age refers to time that has passed since the last spoil material had been deposited. All measurements were done between January 2011 and January 2013. Comparison with the available long-term data from the Czech Meteorological Institute suggests that selected years do not represent any apparent climatic extreme.

## 2.2 | Measurements

### 2.2.1 | Precipitation

Throughfall was measured with five rain gauges located below the canopy at each site. Near each site, precipitation outside the canopy was measured using five rain gauges placed in an area without woody vegetation as a control. Samples were taken at monthly intervals, always at the beginning of the month. Before the onset of snow, snowfall adapters of 20 cm height were placed on each rain gauge. The amount of rain and snowfall was measured after transfer into 1,000 ml graduated cylinders. Data obtained in ml was converted to mm, then averaged, and recorded.

**Stemflow** was measured in the same time period as other field experiments. Five trees were sampled at each site. The sizes of trees were quite homogeneous in reclaimed sites. In reclaimed sites, we just randomly chose five trees per site. In unreclaimed sites, we had two categories of tree sizes as two most dominant woody species *Salix caprea* and *Populus tremula* differ in diameter at breast height (DBH); however, in each of these categories, the DBH was quite homogeneous. In unreclaimed sites, we chose three *Salix* and two *Populus* in each site to correspond with natural distribution of the woody vegetation. The sampling device was installed around the circumference of the tree trunk; the inner edge was stapled to the trunk and sealed with 100% silicone (Schooling & Carlyle-Moses, 2015). The sampling device was connected to a 10 L plastic reservoir buried below ground to prevent the evaporation of captured water. The amount of water in the reservoir was measured manually. The final data were adjusted for the number of trees per hectare (Table 1).

**Volumetric soil moisture** content (g of water per 100 cm<sup>3</sup> of soil × 100) was measured monthly at each site. This measurement was conducted at 5, 10, 35, and 40 cm depth with a dielectric moisture meter (Kuráž, 2001; Kuráž et al., 2012; Kuráž & Matoušek, 1978). "Soil water storage" (in mm) in the 0–50 cm depth of soil profile was calculated using the weighted mean of volumetric moisture content from all measurement depths.

**Inflow to lysimeters** was used to estimate potential subsurface runoff. It was measured monthly using gravitational lysimeters installed in 10-cm depth and connected each to a 10 L bottle. Three lysimeters were installed at each site, and the three measurements were averaged per sampling date per site. At unreclaimed sites, each of the three lysimeters was installed in a different microhabitat (T, B, and S).

### 2.2.2 | Soil physical properties

**Hydraulic conductivity** was measured once in September 2012 with a Guelph permeameter (Cejpek, Kuráž, & Frouz, 2013; Kuráž, 2001; Reynolds & Zebchuk, 1996) at 10-cm depth with three measurements per site (R1, R2, and U1 and U2: T, B, and S). At the same time, three undisturbed soil cores were taken from each site or microhabitat and

each depth (following the sampling depths of soil moisture measurement) for determination of basic hydrological soil properties of **bulk density**, **water holding capacity**, **water field capacity**, and **wilting point** (Cejpek et al., 2013; Kuráz, 2001; Pansu, Gautheyrou, & Loyer, 2001), which were subsequently measured in laboratory. The unit of measurement for the latter three determinations was volumetric water content, as described earlier. Material from the soil cores was then used to determine the clay content using the Casagrande hydrometer method and to determine specific gravity (Cejpek et al., 2013; Pansu et al., 2001; Sparrow, Peverill, Kenneth, Reuter, & Douglas, 1999). Porosity was calculated from bulk density and specific density values as  $100 \times (\text{specific density} - \text{bulk density}) / \text{bulk density}$  and expressed as a percentage.

**Air temperature** was measured at each site and control site without vegetation. Air temperature was recorded in regular 15-min intervals using Meteo-UNI datalogger. Temperature sensor in copper nickel-coated casing on a special stand was placed 150 cm above ground in accordance with Czech Hydrometeorological Institute (Salaš, Litschmann, & Sasková, 2014). The mean measured air temperature and precipitation outside the canopy were used to calculate **potential evapotranspiration** (PET) by formula of Thornthwaite and Mather (1955) and Thornthwaite methods (Litschmann, 2005; Pastor & Post, 1984).

The **water budget** was calculated by combining all the data for throughfall, stemflow, soil water storage, and lysimeter inflow (equals to subsurface runoff). Where appropriate, the parameters were averaged separately for the vegetation period (May to October) and the rest of the year to investigate the effect of vegetation (foliage) cover on water movement.

### 2.3 | Statistical analyses

As most of the members of water budget are related to precipitation, the effect of precipitation and site and vegetation season was studied using general linear model where precipitation outside canopy was used as a continual predictor and site type (reclaimed vs. unreclaimed) and season (vegetation season vs. rest of the year) were used as categorical predictors. In these comparisons, monthly data collected on individual sites were used as single unit of measurement. In addition, one-way and two-way analysis of variance (ANOVA) was used to compare individual parameters between sites (or microhabitats) and seasons; using least significant difference (LSD) post-hoc test for pairwise comparisons. For comparison of individual parameters for particular season between reclaimed and unreclaimed sites, *t* test was used. Data were tested for homogeneity and normality before ANOVA or *t* test and if needed  $\log(n + 1)$  transformed data were used for analysis. All computations were done using Statistica 13. Numbers after  $\pm$  symbol represent standard deviation.

## 3 | RESULTS

### 3.1 | Soil physical properties

Soil physical properties are presented in Table 2. **Bulk density** ranged from 0.77 to 1.09 g·cm<sup>-3</sup>. It was similar in reclaimed and unreclaimed

sites, with no significant differences between sites (Table 2). Among the reclaimed sites, the bulk density was highest in the R2 site and lowest in the R1 site; in the unreclaimed sites, it was highest in U2T and lowest in U2B. **Porosity** ranged from 50% to 70%. Higher porosity was observed in reclaimed sites (70%) than in unreclaimed sites (64%). The lowest porosity was in the U1T site. **Water field capacity** ranged from 33% to 49%. It was generally higher at the reclaimed sites than in unreclaimed sites. Water holding capacity was highest in the R1 site and lowest in the slope of waves in both unreclaimed sites. **Wilting point** ranged from 28% to 41%. It decreased with type of site; it was generally higher in reclaimed sites than in unreclaimed sites; and it was highest in R1. **Clay content** ranged from 13% to 28% by volume, and it was higher in reclaimed sites than in unreclaimed sites. The lowest values of clay content among unreclaimed sites were in the slopes of waves (U2S) and in the wave depression of U1. **Hydraulic conductivity** ranged from  $4.4 \cdot 10^{-7}$  to  $7.2 \cdot 10^{-7}$  m·s<sup>-1</sup>. The values tended to be highest on the wave tops in unreclaimed sites (U1T and U2T). Lowest values were in the both reclaimed sites (R1, R2).

### 3.2 | Climatic data

Temperature, PET, and precipitation outside the canopy in the period January 2011–December 2012 are presented in Figure 1.

The mean annual **air temperature** outside the canopy was 6.14 and 6.94 °C in 2011 and 2012, respectively. The highest temperatures were measured in summer months of both years (July and August) with an average of 20 °C, and lowest temperature was measured in the winter months (January, February, and December) with an average of -7 °C and in early spring (March) with an average of 1 °C. The mean annual temperature was 8.06 °C (2011) and 7.17 °C (2012) in reclaimed sites and 9.18 °C (2011) and 7.01 °C (2012) in unreclaimed sites.

**PET** is dependent on air temperature and thus followed a similar pattern, with highest values in the summer months. In the winter months, PET dropped down to 0 mm·month<sup>-1</sup>. PET was significantly higher in the vegetation period (36.87) than during the rest of the year (5.08 mm·month<sup>-1</sup>; Table 3).

The annual precipitation outside the canopy was 788.7 mm·year<sup>-1</sup> (Table 4). Two maxima in precipitation occurred during summer and winter months, which is characteristic for this region (Figure 1). In summer months, precipitation was highest in August 2011 (84.9 mm) and July 2012 (110.3 mm). In winter, rain was replaced with snowfall and reached average values of 119.2 mm (December 2011) and 137.0 mm (December 2012). The lowest average values were in May 2011 (26.3 mm) and February 2012 (22.7 mm). When averaged for all sites, there was no statistical difference in precipitation outside the canopy between the vegetation period (72.5 mm·month<sup>-1</sup>) and the rest of the year (60.6 mm·month<sup>-1</sup>; Table 3, one-way ANOVA).

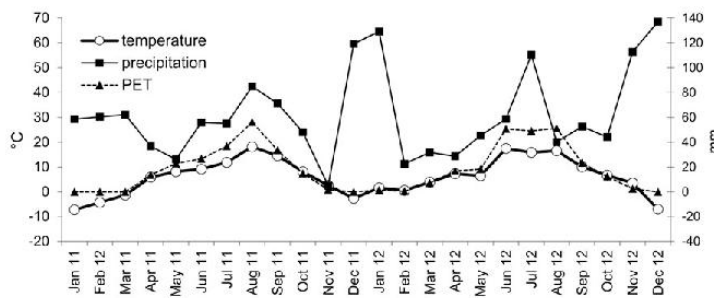
### 3.3 | Water input

The total throughfall was closely correlated with precipitation outside the canopy (Figure 2a,  $R^2$  0.97,  $p < 0.05$ ). There was no difference between reclaimed and unreclaimed sites, but the throughfall was

**TABLE 2** Soil properties at reclaimed (R) and unreclaimed (U) post-mining sites near Sokolov

Site or microhabitat	Bulk density	Porosity	Water field capacity	Wilting point	Clay content	Hydraulic conductivity-10 <sup>-7</sup>
	g cm <sup>-3</sup>	Volumetric %	Volumetric %	Volumetric %	Volumetric %	m s <sup>-1</sup>
R1	0.95 ± 0.13	70 ± 2a	49 ± 1a	41 ± 1a	28 ± 4a	4.5 ± 0.4a
R2	1.09 ± 0.22	64 ± 4ab	48 ± 3b	37 ± 2a	28 ± 3a	4.7 ± 0.7a
U1T	0.93 ± 0.14	50 ± 2c	45 ± 9b	29 ± 3c	18 ± 2b	7.2 ± 0.7c
U1B	0.88 ± 0.12	64 ± 4ab	40 ± 6b	28 ± 2c	15 ± 2b	4.4 ± 0.4a
U1S	0.94 ± 0.10	56 ± 5bc	33 ± 3c	28 ± 3c	19 ± 1b	6.5 ± 0.6c
U2T	1.00 ± 0.13	53 ± 4c	38 ± 2b	31 ± 2b	21 ± 4a	6.8 ± 0.6c
U2B	0.77 ± 0.18	57 ± 4bc	45 ± 11b	30 ± 5b	17 ± 2b	5.1 ± 0.5b
U2S	0.87 ± 0.05	61 ± 2abc	35 ± 4c	28 ± 2c	13 ± 3b	5.9 ± 0.6b

Note. Numbers refer to site number; T, B, and S refer to microhabitats in waves of unreclaimed sites. Statistically homogeneous groups are marked by the same letter (one-way analysis of variance, least significant difference post-hoc test,  $p < .05$ ), if no letters are present no significant differences were found by analysis of variance. T = top of the wave, B = bottom of the wave; S = slope of the wave.

**FIGURE 1** Mean monthly temperatures, monthly precipitation, and potential evapotranspiration (PET) outside the canopy, from January 2011 to December 2012**TABLE 3** Monthly sum of water flow through various ecosystem compartments and monthly mean water storage at reclaimed (R) and unreclaimed (U) post-mining sites near Sokolov during vegetation period (vegetation) and in the rest of the year (no vegetation)

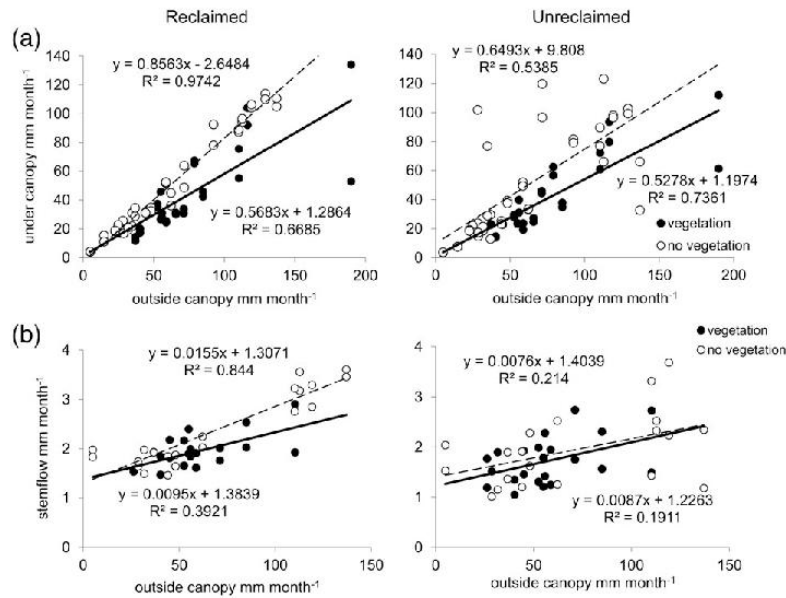
Site type	Precipitation outside the canopy	Throughfall	Stemflow	Soil water storage	Available water	Inflow to lysimeters	Runoff + evapotranspiration	PET
Season	mm month <sup>-1</sup>	mm month <sup>-1</sup>	mm month <sup>-1</sup>	mm	mm	mm month <sup>-1</sup>	mm month <sup>-1</sup>	mm month <sup>-1</sup>
R vegetation	72.5 ± 39.8	41.7 ± 27.7	2.0 ± 0.3ab	140.7 ± 40.5b	49.3 ± 25.2b	0.96 ± 1.56	42.0 ± 62.0	36.87 ± 13.27a
R no vegetation	60.6 ± 40.5	50.0 ± 35.3	2.3 ± 0.7a	166.3 ± 27.3a	65.8 ± 17.5a	0.86 ± 1.01	51.7 ± 46.1	5.08 ± 6.23b
U vegetation	72.5 ± 39.8	39.5 ± 24.5	1.7 ± 0.5b	99.3 ± 24.6c	28.6 ± 14.5c	0.60 ± 1.35	37.9 ± 50.4	36.87 ± 13.27a
U no vegetation	60.6 ± 40.5	49.2 ± 35.8	1.9 ± 0.7ab	135.1 ± 20.4b	50.6 ± 13.8b	0.75 ± 0.94	40.3 ± 34.8	5.08 ± 6.23b
ANOVA	NS	NS	0.0149	0.0001	0.0001	NS	NS	0.0001

Note. Analysis of variance (ANOVA) gives a  $p$ -value of one-way analysis of variance if  $p < .1$ . Statistically homogeneous groups are marked by the same letter (least significant difference test,  $p < .05$ ). PET = potential evapotranspiration.

**TABLE 4** Annual sum of water flow through various ecosystem compartments and annual mean water storage at reclaimed (R) and unreclaimed (U) sites post-mining sites near Sokolov

	Precipitation outside the canopy	Throughfall	Stemflow	Soil water storage	Available water	Inflow to lysimeters	Runoff + evapotranspiration
Site	mm year <sup>-1</sup>	mm year <sup>-1</sup>	mm year <sup>-1</sup>	mm	mm	mm year <sup>-1</sup>	mm year <sup>-1</sup>
R1	788.7 ± 40.6	545.6 ± 29.7	22.7 ± 0.7	160.9 ± 30.5	60.3 ± 20.0	10.8 ± 1.4	561.9 ± 45.9
R2	788.7 ± 40.6	566.7 ± 35.6	20.1 ± 0.7	148.3 ± 40.0	57.2 ± 24.7	10.3 ± 1.2	585.3 ± 62.3
R mean	788.7 ± 40.6	556.2 ± 31.9	21.4 ± 0.7	155.0 ± 33.1	58.9 ± 20.7	10.5 ± 1.2	571.5 ± 51.8
U1	788.7 ± 40.6	536.0 ± 33.5	15.1 ± 0.4	120.8 ± 29.5	43.2 ± 18.0	8.9 ± 1.1	546.6 ± 37.8
U2	788.7 ± 40.6	533.3 ± 30.0	22.4 ± 0.7	118.4 ± 27.4	39.3 ± 17.3	5.8 ± 0.6	540.6 ± 37.5
U mean	788.7 ± 40.6	526.7 ± 29.9	18.8 ± 0.5	119.8 ± 26.9	41.3 ± 16.3	7.34 ± 0.7	543.6 ± 35.0
t test	NS	NS	0.0472	0.0622	NS	0.0002	NS

Note. Numbers refer to plot number. t test gives  $p$ -value of t test between reclaimed and unreclaimed sites if  $p < .1$ .



**FIGURE 2** The effect of vegetation period on relationships between throughfall and precipitation outside canopy (a) and between stemflow and precipitation (b) presented both for reclaimed and unreclaimed sites. Data from the vegetation period (“vegetation”) and the rest of the year (“no vegetation”) are differentiated. Regression line and equation are given only when regression was significant

significantly affected by season (Table 5, general linear model). During the vegetation period, throughfall represented about half of the outside canopy precipitation whereas in the period without vegetation (foliage) cover, proportion of throughfall increased (Figure 2a; Table 3). In winter, throughfall was particularly high in unreclaimed plots. In the unreclaimed sites, there were even periods when precipitation under canopy was higher than outside canopy (Figure 2a).

Stemflow represented only few percent of the outside canopy precipitation and was positively correlated with it (Figure 2b). It was significantly affected by the season, being larger in the period without vegetation than in the vegetation period, and by the site type, being larger in reclaimed than in unreclaimed sites (Tables 3 and 4; Figure 2b). The effect of site type seems to be largely driven by number of trees per hectare (Table 1).

### 3.4 | Water storage and lysimeter inflow

Soil moisture content was significantly influenced by site type and had distinct seasonal variation as shown in Figure 3 and 4. Higher moisture content throughout the 2 years was measured at reclaimed sites where the average of spring and winter months reached 50%. The lowest

moisture content was recorded in the summer months, with an average of 30%.

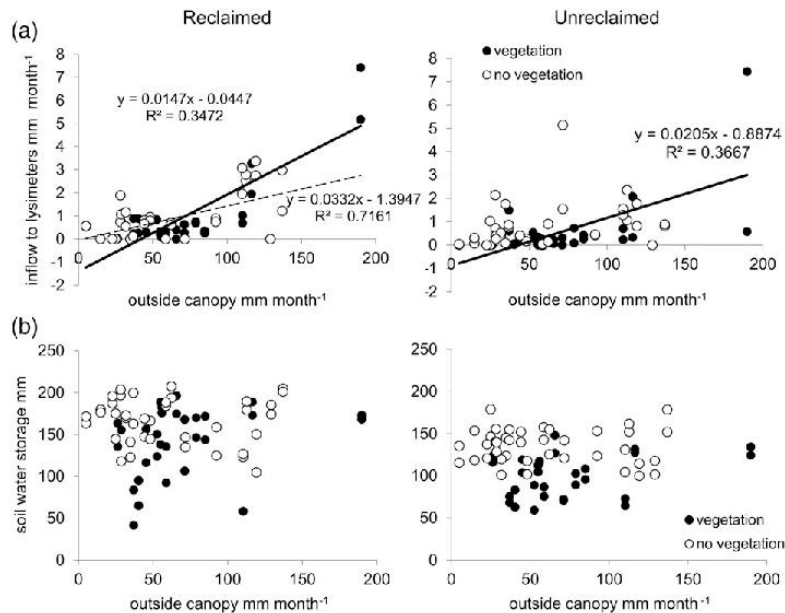
Soil water storage was dependent on the type of site being higher in reclaimed than in unreclaimed plots and on the season being higher in winter than in the vegetation period (Tables 3 and 4; Figure 4). Soil water storage showed no correlation with precipitation (Table 3). Available proportion of water storage above wilting point was dependent on season being higher in winter than in vegetation period and on the site type being higher in reclaimed than in unreclaimed plots (Tables 3 and 4). Inflow to lysimeters was significantly positively correlated with precipitation outside canopy; there was no significant effect of season or site type (Table 3 and 4; Figure 3 and 4).

### 3.5 | Water budget

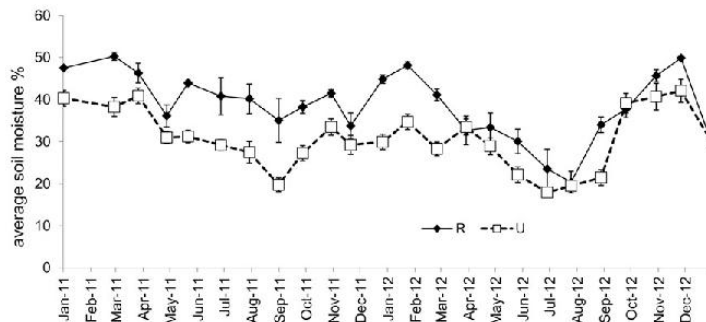
Annual sum of water flow through various ecosystem compartments and annual mean of water storage at reclaimed (R) and unreclaimed (U) post-mining sites is summarized in Table 4. Average precipitation in the control sites without vegetation was 788.7 mm. Throughfall did not differ significantly between reclaimed (556.2 ± 31.9) and unreclaimed sites (526.7 ± 29.9). The average stemflow values were

**TABLE 5** The effect of precipitation outside canopy, site type (reclaimed vs. unreclaimed), and vegetation period as revealed by general linear model

	Throughfall		Stemflow		Soil water storage		Available water		Inflow to lysimeters	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Precipitation	330.3	>.0001	60.9	>.0001	1.8	NS	2.1	NS	68.4	>.0001
Site type	0.2	NS	11.2	.0012	51.8	>.0001	33.5	>.0001	1.7	NS
Season	28.7	>.0001	4.7	.0329	40.4	>.0001	41.9	>.0001	1.7	NS



**FIGURE 3** The effect of vegetation period on relationships between lysimeter inflow and precipitation outside canopy (a) and between soil water storage and precipitation presented both for reclaimed and unreclaimed sites. Data from the vegetation period ("vegetation") and the rest of the year ("no vegetation") are differentiated. Regression line and equation are given only when regression was significant  $p < .05$



**FIGURE 4** Mean soil moisture in 0–40 cm soil depth (weighted mean from all measurement depths) in reclaimed (R) and unreclaimed (U) sites; bars represent standard error of the mean

higher in reclaimed (21.4 mm) than in unreclaimed sites (18.8 mm). Soil water storage was significantly higher in reclaimed (155 mm) than in unreclaimed sites (119 mm). The same was true for available water (58.9 and 41.3 mm for reclaimed and unreclaimed sites, respectively). Also inflow to lysimeters was higher in reclaimed sites, but the difference was statistically not significant. Based on these components of water budget, we could calculate amount of water that had to be lost from the ecosystem either as surface runoff or evapotranspiration. This was similar and not significantly different for both site types (571 and 544 mm in reclaimed and unreclaimed sites, respectively).

Individual components of water budget varied between vegetation period and the rest of the year (Table 3). Monthly precipitation showed similar value during vegetation period (72.5 mm·month<sup>-1</sup>), and during rest of the year (60.6 mm·month<sup>-1</sup>; Table 3). Throughfall varied from 39.5 to 50.0 mm·month<sup>-1</sup>; it was lower during the vegetation period and higher in the rest of the year in both sites, but the difference in

monthly averages was not significant. Stemflow was highest in reclaimed sites during the winter (2.3 mm·month<sup>-1</sup>), and second highest value was recorded in reclaimed sites during vegetation period (2.0 mm·month<sup>-1</sup>). The lowest value was in unreclaimed sites during vegetation period (1.7 mm·month<sup>-1</sup>). The highest soil water storage was in reclaimed sites during winter (166.3 mm); the second highest value was in reclaimed sites during vegetation period (140.7 mm). Also in unreclaimed sites, the soil water storage was higher in winter (135.1 mm) than during vegetation period (99.3 mm). Available water was in both sites higher in winter when vegetation was not active. In both cases, higher values were found in reclaimed than in unreclaimed sites. Inflow to lysimeters was the highest in reclaimed sites during vegetation period (0.96 mm·month<sup>-1</sup>) followed by reclaimed sites during winter (0.86 mm·month<sup>-1</sup>). The lowest value was found in unreclaimed sites during the vegetation period (0.60 mm·month<sup>-1</sup>). Runoff and evapotranspiration were the highest in reclaimed sites during winter (51.7 mm·month<sup>-1</sup>), followed by reclaimed sites during

vegetation period ( $42.0 \text{ mm-month}^{-1}$ ). The lowest value was found in unreclaimed sites during vegetation period ( $37.9 \text{ mm-month}^{-1}$ ). PET was calculated from the mean of air temperatures measured outside the canopy; therefore, it was same in reclaimed and unreclaimed sites. It was significantly higher in the vegetation period ( $36.87 \text{ mm-month}^{-1}$ ) than in the rest of the year ( $5.08 \text{ mm-month}^{-1}$ ).

## 4 | DISCUSSION

The study showed that the water budget of 30-year-old reclaimed alder plantation is very similar to unreclaimed spontaneous regrowth of about the same age. This suggests that in suitable conditions unassisted regrowth can result in development of a functional ecosystem that performs ecosystem functions in similar way to reclaimed sites. Similar conclusion has been previously made for other parameters such as soil development, carbon storage and soil chemistry, soil moisture, or plant biomass (Cejpek et al., 2013; Frouz et al., 2015; Helingerová et al., 2010; Kuráž et al., 2012).

The basic parameters of water storage are for both types of sites (reclaimed and unreclaimed) in the range of water budget parameters that can be expected for young forest outside mining areas (Marc & Robinson, 2007; Müller, 2009; Sun et al., 2010), which suggests that 30 years of forest development is enough to re-establish water budget of post-mining sites.

Difference between precipitation and throughfall suggests that about one third of precipitation is intercepted by vegetation that is in the range of values observed in other forest ecosystem (Marc & Robinson, 2007).

Throughfall is smaller during the vegetation period and larger in the rest of the year, which is apparently caused by water capture by foliage (Barbier, Balandier, & Gosselin, 2009; Müller, 2009; Sun et al., 2010). In winter in unreclaimed sites, there are even situations when throughfall is higher than precipitation outside the canopy. We expect that this is given by snow retention by unreclaimed vegetation. Outside the canopy, the surface of vegetation is smooth similarly to the canopy surface of reclaimed sites. As a consequence, the snow blown by wind may just pass over it. In unreclaimed sites, the surface of canopy is very heterogeneous due to wave-like surface of soil and highly variable height of individual trees and shrubs. These irregularities can trap the snow, in similar way to snow fences (Heavey & Volk, 2014), which may cause higher winter throughfall in comparison to outside canopy situation.

Water storage in reclaimed sites as well as storage of available water in reclaimed soils was significantly higher than in unreclaimed sites. This was apparently related to faster development of A horizon in reclaimed alder plantations (Müller, 2009; Sun et al., 2010), which corresponds with litter with lower C:N ratio, and higher bioturbation activity of soil fauna as shown by previous studies conducted at the same sites (Frouz et al., 2013) or other places (Hobbie et al., 2006).

In both site types, water storage in soil is higher in winter than during the vegetation period. This is clearly due to higher temperature in vegetation period that may promote evaporation and mainly due to plant transpiration.

Loss of water by runoff and evapotranspiration in summer months is practically equal to potential evapotranspiration that suggests that most of this water is likely to evaporate. On the other hand in winter months, PET represents only a small proportion of water lost by evapotranspiration and runoff suggesting that surface runoff plays an important role in water loss. Reclaimed sites were levelled before tree planting that allows surface runoff to leave the site by drainage. In contrast, unreclaimed plots retain the wave-like structure created by heaping. Many of these waves create closed terrain depressions without any drainage. This means that some surface runoff in unreclaimed sites may not leave the site but remain stored here as surface water in these depressions. This is consistent with large puddles or small pools observed in some depressions outside our measurement area; however, role of these temporary water bodies in overall water budget has to be explored.

Earlier study of Bujalský, Jirka, Zemek, and Frouz (2017) suggested that reclaimed sites have higher transpiration than unreclaimed ones. In our study, the difference between the runoff and evapotranspiration was not statistically significant although reclaimed sites had numerically higher values than unreclaimed ones.

When we look at this from the perspective of leaf trait hypothesis proposed above, we can say that the data are in general agreement with proposed hypothesis that plants with fast-growing strategy have higher water use but at the same time support formation of soils that provide more water. There are data suggesting that the alder plantation may have slightly higher water use by transpiration that is however more than compensated by significantly higher water storage in soils developing under these plantations. This suggests that the leaf traits may couple water use on one hand and soil water storage on the other hand. In other words, in natural vegetation the higher water demand of plants with fast plant growing strategy may be compensated by formation of soils with higher water storage. However, this is just one case study and more data is needed to support this hypothesis.

## 5 | CONCLUSION

Our results suggest that under favourable conditions spontaneous development in unreclaimed sites can lead to development of water regime similar to that of reclaimed sites. Reclaimed sites have higher soil water storage, whereas unreclaimed sites can trap more snow in the winter. Although unreclaimed areas lack some advantages of controlled reclamation, especially in the speed of soil profile development, it is clear that in terms of the water regime, 30 years of unassisted regrowth leads to similar ecosystem functioning as reclamation.

## ACKNOWLEDGEMENT

This work was supported by the SoWa Research Infrastructure funded by MEYS CZ grant LM2015075 by programme "Projects of Large Infrastructure for Research, Development, and Innovations."

## ORCID

Olga Vindušková  <http://orcid.org/0000-0002-7060-2459>

Jan Frouz  <http://orcid.org/0000-0002-0908-8606>

## REFERENCES

- Barbier, S., Balandier, P., & Gosselin, F. (2009). Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: A review. *Annals of Forest Science*, 66, 602–602.
- Bian, Z., Inyang, H. I., Daniels, J. L., Otto, F., & Struthers, S. (2010). Environmental issues from coal mining and their solutions. *Mining Science and Technology*, 20, 215–223.
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands—Using natural processes. *Ecological Engineering*, 8, 255–269.
- Bradshaw, A. D. (1983). The reconstruction of ecosystems. Presidential address to the British Ecological Society, December 1982. *Journal of Applied Ecology*, 20, 1–17.
- Bujalský, L., Jirka, V., Zemek, F., & Frouz, J. (2017). Relationships between the normalised difference vegetation index and temperature fluctuations in post-mining sites. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 31, 1–10.
- Bujalský, L., Kaneda, S., Dvorčík, P., & Frouz, J. (2014). In situ soil respiration at reclaimed and unreclaimed post-mining sites: Responses to temperature and reclamation treatment. *Ecological Engineering*, 68, 53–59.
- Cejpek, J., Kuráž, V., & Frouz, J. (2013). Hydrological properties of soils in reclaimed and unreclaimed sites after brown-coal mining. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22, 645–652.
- Dašková, J., & Konzalová, M. (2012). Palaeoecology of selected samples from Cyprus formation (Sokolov Basin). *Geoscience Research Institute*, 45, 21–22.
- Frouz, J., Dvorčík, P., Vávrová, A., Doušová, O., Kadochová, Š., & Matějčík, L. (2015). Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering*, 84, 233–239.
- 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. *Ecological Engineering*, 37, 1910–1913.
- Frouz, J., Keplín, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., ... Heinkel, T. (2001). Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*, 17, 275–284.
- Frouz, J., & Kuráž, V. (2014). Soil fauna and soil physical properties. In J. Frouz (Ed.), *Soil biota and ecosystem development in post mining sites*. Boca Raton: CRC press.
- Frouz, J., Livečková, M., Albrechtová, J., Chroňáková, A., Cajthaml, T., Pižl, V., ... Cepáková, Š. (2013). Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309, 87–95.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., ... Řehounková, K. (2008). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44, 109–121.
- Frouz, J., Van Diggelen, R., Pižl, V., Starý, J., Háněl, L., Tajovský, K., & Kalčík, J. (2009). The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: Implications for ecosystem restoration. *Biodiversity and Conservation*, 18, 3963–3978.
- Heavey, J. P., & Volk, T. A. (2014). Living snow fences show potential for large storage capacity and reduced drift length shortly after planting. *Agroforestry Systems*, 88, 803–814.
- Helingerová, M., Frouz, J., & Šantrůčková, H. (2010). Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering*, 36, 768–776.
- Hobbie, S. E., Reich, P. B., Oleksyn, J., Ogdahl, M., Zytkowski, R., Hale, C., & Karolewski, P. (2006). Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology*, 87, 2288–2297.
- Johnson, D. B. (2003). Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 3, 47–66.
- Kříbek, B., Stmad, M., Boháček, Z., Sýkorová, I., Čejka, J., & Sobalík, Z. (1998). Geochemistry of Miocene lacustrine sediments from the Sokolov Coal Basin (Czech Republic). *International Journal of Coal Geology*, 37, 207–233.
- Kuráž, V. (2001). Soil properties and water regime of reclaimed surface dumps in the North Bohemian brown-coal region — A field study. *Waste Management*, 21, 147–151.
- Kuráž, V., Frouz, J., Kuráž, M., Mako, A., Shustr, V., Cejpek, J., ... Abakumov, E. V. (2012). Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. *Eurasian Soil Science*, 45, 266–272.
- Kuráž, V., & Matoušek, J. (1978). Dielectric soil moisture meter. 172234.
- Li, X., Park, J. H., Edraki, M., & Baumgartl, T. (2014). Understanding the salinity issue of coal mine spoils in the context of salt cycle. *Environmental Geochemistry and Health*, 36, 453–465.
- Litschmann, T. (2005). Srovnání výpočetních metod potenciální evapotranspirace. In J. Rožnovský, & T. Litschmann (Eds.), *Seminář Evaporace a Evapotranspirace*. Brno: Czech hydrometeorological institute.
- Marc, V., & Robinson, M. (2007). The long-term water balance (1972–2004) of upland forestry and grassland at Plynlimon, mid-Wales. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 44–60.
- Martínez-Ruiz, C., & Marrs, R. H. (2007). Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: Insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science*, 10, 333–342.
- Mazur, K., Schoenheinz, D., Biemelt, D., Schaaf, W., & Grünwald, U. (2011). Observation of hydrological processes and structures in the artificial Chicken Creek catchment. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36, 74–86.
- Moffat, A. J., & Bending, N. A. D. (2006). Replacement of soil and soil-forming materials by loose tipping in reclamation to woodland. *Soil Use and Management*, 16, 75–81.
- Müller, J. (2009). Forestry and water budget of the lowlands in northeast Germany — Consequences for the choice of tree species and for forest management. *Journal of Water and Land Development*, 13a, 133–148.
- Pansu, M., Gauthierou, J., & Loyer, J. Y. (2001). Soil analysis: Sampling, instrumentation and quality control. AA. Balkema.
- Pastor, J., & Post, W. M. (1984). Calculating Thornthwaite and Mather's actual evapotranspiration using an approximating function. *Canadian Journal of Forest Research*, 14, 466–467.
- Piha, M. I., Vallack, H. W., Michael, N., & Reeler, B. M. (1995). A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. II. Lagooned pulverized fuel ash in Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*, 32, 372–381.
- Reynolds, W. D., & Zebchuk, W. D. (1996). Hydraulic conductivity in a clay soil: Two measurement techniques and spatial characterization. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1679–1685.
- Salaš, P., Litschmann, T., & Sasková, H. (2014). Minimum temperatures above different surfaces in strawberry cultivation. In: Mendel a Bioklimatologie. Brno, pp. 1–10.
- Schooling, J. T., & Carlyle-Moses, D. E. (2015). The influence of rainfall depth class and deciduous tree traits on stemflow production in an urban park. *Urban Ecosystems*, 18, 1261–1284.
- Sendlein, L. V. A., Yazicigil, H., & Carlson, C. L. (Eds) (1983). *Surface Mining: Environmental monitoring and reclamation handbook*. New York: Elsevier.
- Šourková, M., Frouz, J., Fettweis, U., Bens, O., Hüttl, R. F., & Šantrůčková, H. (2005). Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*, 129, 73–80.
- Sparrow, L. A., Peverill, K. I., Kenneth, I., Reuter, D. J., & Douglas, J. (1999). *Soil analysis : an interpretation manual*. CSIRO, Collingwood: CSIRO Publishing.

- Stefanowicz, A. M., Kapusta, P., Błońska, A., Kompała-Bąba, A., & Woźniak, G. (2015). Effects of *Calamagrostis epigejos*, *Chamaenerion palustre* and *Tussilago farfara* on nutrient availability and microbial activity in the surface layer of spoil heaps after hard coal mining. *Ecological Engineering*, 83, 328–337.
- Sun, G., Noormets, A., Gavazzi, M. J., McNulty, S. G., Chen, J., Domec, J.-C., ... Skaggs, R. W. (2010). Energy and water balance of two contrasting loblolly pine plantations on the lower coastal plain of North Carolina, USA. *Forest Ecology and Management*, 259, 1299–1310.
- Thomthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1955). The water balance. *Publications in Climatology*, 8.
- Váška, J., Kuráž, V., & Čermák, P. (1993). Numerical simulation of the surface run on the waste dump Radovesice. In *Proceedings of the International Symposium Advances in Water Science* (pp. 154–159). Bratislava.
- Vendramini, F., Diaz, S., Gurvich, D. E., Wilson, P. E., Thompson, K., & Hodgson, J. G. (2002). Leaf traits as indicators of resource-use strategy in floras with succulent species. *The New Phytologist*, 154, 147–157.
- Woch, M. W., Radwańska, M., & Stefanowicz, A. M. (2013). Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): Effect of substratum properties. *Acta Botanica Croatica*, 72, 237–256.

**How to cite this article:** Cejpek J, Kuráž V, Vinduškova O, Frouz J. Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecohydrology*. 2017;e1911. <https://doi.org/10.1002/eco.1911>

**Článek, č. 4**

CEJPEK, J., FROUZ, J.

Obnova vodního režimu na výsypkách

Vodohospodářské technicko-ekonomické informace. Výzkumný ústav vodohospodářský

T.G.Masaryka, v.v.i. Praha

2013

## Obnova vodního režimu na výsypkách

Geomorfologický novotvar neboli antropogenní krajinný prvek či pro většinu lidí rozšířenější pojmenování – výsypka vzniká při povrchové těžbě nerostných surovin, kdy dochází k přesunutím milionů kubiků nadložní skryvkové zeminy vedle nebo též vně exponovaného důlního místa (vnitřní a vnější výsypka) a následnému nasypání nových útvarů v krajině. Takto vzniklé útvary jsou předmětem rekultivací s cílem obnovit funkční prvky krajiny, obnovit krajinný ráz a dosáhnout maximální diverzity a estetické hodnoty krajiny. Díky přírodě *de novo* vzbuzují takto vzniklé plochy zájem široké vědecké veřejnosti a vědeckých institucí.

Vodní režim jako nepostradatelná součást všech ekosystémů je nosným pilířem nové krajiny. Tento fakt platí i na výsypce. Obnova vodního režimu na takto vzniklých ekosystémech však s sebou nese i určitá rizika, počínaje projektováním a modelací terénu a konče abiotickými a biotickými vlivy.

Nevhodný pohyb podpovrchové vody, zejména neočekávané průsaky ve spodních vrstvách výsypek a do okolního prostředí, mohou vést k narušení stability svahů a způsobit jejich sesunutí. V minulosti byly v České republice zaznamenány četné sesuvy. Na některé si můžeme z nedávné doby ještě pamatovat, např. pod zámek Jezeří na Mostecku v těsné blízkosti dolu ČSA, kdy je i po letech kromě přírody bezprostředně ohrožován barokní zámek. Událost z roku 2011 z Chabařovic poblíž jezera Milada se týká sesuvy, kdy došlo k citelnému poškození části cyklostezky. V sedmdesátých letech 20. století posloužila výsypka k zakonzervování toxického odpadu – do tělesa výsypky lomu Hájek jihozápadně od Ostrova byla uložena skládka chemikálií ze středočeské chemičky. Vlivem srážek, spodních vod a nedostatečného zajištění stability svahů došlo k podmáčení spodních partií výsypky a následnému sesuvu zeminy, při němž bylo obnaženo těleso uložených chlorovaných organických látek. Ač se tato událost odehrála před čtyřiceti lety, důsledky nedbalosti s následným dopadem na přírodu je možno pozorovat stále.

Úprava vodního režimu je nejen na výsypkách finančně náročná. Spočívá zejména ve vhodné přípravě podkladu a modelaci terénu při sypání samotné výsypky. Správné zvolené drenážní prvky se s ohledem k hmotnosti výsypky navrhuje jako odvodňovací systém z ocelového děrovaného potrubí o průměru nad 300 mm s obsypem kamenivem. Spojení potrubí jsou vždy navrženy jako pohyblivé, aby odvodnění mohlo respektovat sedání výsypky a nedošlo k přerušení potrubí. Používá se i kamenných drenáží bez potrubí, což umožňuje odvedení přebytečné vody do recipientů tak, aby odvodnění mělo trvalý a efektivní charakter a předešlo se destabilizací terénu podpovrchovou vodou a erozí. Z výsypky je zapotřebí odvést vodu jen v množství představujícím možný potenciál pro obnovu ekosystému. Zde je potřeba počítat s fyzikálními vlastnostmi výsypkového substrátu, jeho homogenitou, popřípadě zvrstvením. Velmi důležitou vlastností substrátu je jeho propustnost pro vodu a vzduch a vhodné chemické složení z hlediska průběhu pedogeneze.

Je důležité brát na vědomí, že se půda na výsypkách utváří po dlouhou dobu a je poměrně těžké určit, jaké podloží je propustné a vhodné jak pro vzlinání, tak pro infiltraci vody. Podzemní voda se k povrchu dostává vlivem působení kapilárních sil a kořenovým systémem vegetace jako důsledek evapotranspirace. K utváření a přizpůsobení životního prostředí, jako je udržení příznivého půdního vodního režimu a vlhkosti, napomáhá zejména půdní biota, např. žížaly a další půdní mikroorganismy. Na plochách, které byly lesnický rekultivovány, je půdní prostředí ovlivněno zvoleným typem cílové dřeviny, který ovlivňuje půdu zejména kořeny a kvalitou opadu. Při zemědělské rekultivaci rozhoduje možné použití navážky úrodné ornice, popř. použití vápnění, navážky kompostu nebo kůry v kombinaci s vhodnou agrotechnikou a opakováním, ale i využití jiných technik.

Zvládne-li se technické provedení výsypky, bude třeba se vypořádat se všudypřítomným problémem – důlními vodami. Ty jsou podle zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, charakterizovány jako „... vody podzemní, povrchové a srážkové, které vnikly do hlubinných nebo povrchových důlních prostorů bez ohledu na to, zda se tak stalo průsakem nebo gravitací z nadloží, podloží nebo boku nebo prostým vtékáním srážkové vody, a to až do jejich spojení s jinými stálými povrchovými nebo podzemními vodami“.

Po chemické stránce představují důlní vody nebezpečí v důsledku zvýšeného vnosu nežádoucích cizorodých rozpuštěných látek (zejména Fe a Mn) z vyluhovaných hornin do podzemních vod, a tím způsobeného ohrožení současného i budoucího stavu přírody. Takové vody bývají jímány, čerpány, čištěny a na základě vydaných povolení vypouštěny v určitém množství do vodotečí. V některých případech jsou důlní vody nadále využívány, a to zejména k léčebným účelům. Například Darkovská sůl je stále užívaná v místních lázních a je též možné si ji zakoupit. Pro zajímavost: sůl z Darkova se vyrábí zahušťováním a odpařováním jodobromové solanky, která je z geologického hlediska mořskou vodou z období třetihor doprovázející uhelná ložiska. Protože se solanka těží ze značné hloubky (až 600 m), je zcela zbavena antropogenního znečištění.

Vodu povrchovou máme na výsypkách možnost, stejně jako jinde v přírodě, určitým způsobem regulovat, jinak je to však s vodou podpovrchovou. Na výsypkách bývá podzemní voda ve větších hloubkách, popř. zde nacházíme několik kolektorů podzemní vody jako důsledek zvrstvení. Tak, jak si celý výsypkový kolos v průběhu času sedá, vytlačuje podzemní vodu na povrch. Zde se nemusí jednat jen o podzemní vodu, ale též o vodu srážkovou, která v důsledku minimální propustnosti povrchu výsypky zůstává na povrchu. Na řadě míst mohou takto vznikat, většinou u paty výsypky a v úžlabí, zamokřená stanoviště. Leckdy se jedná až o menší jezírka o délce několika metrů, která budí dojem přirozené mozaikovitosti a dávají možnost uchycení běžné, ale i vzácné a ohrožené bioty, jako je např. vláknitá sinice (*Dichothrix ledereri*), krásnoočka (*Euglena mutabilis*), čolek velký (*Triturus cristatus*) a mnoho dalších. V průběhu času dochází k napojení takto vzniklých ploch na okolní toky a zapojení do širšího hydrologického cyklu a jen málokdo by poznal, že nejde o původní vodní plochy.

Je více než jasné, že tvorba nových ekosystémů na úkor současné přírody představuje citelné narušení, které přináší řadu starostí. Především změny hydrologických vlastností krajiny přesahují rámeček pouze lokálního ovlivnění. Ve většině případů se ovlivnění týká celého regionu, někdy i s přesahem přes hranice států. Je však jasné, že i přes všechny tyto možné problémy a postupně, zprvu ne příliš patrné změny znamená úspěšné obnovení vodního režimu ambiciózní šanci přiblížit se v budoucnu stavu, který zde byl dříve.

**Mgr. Jiří Cejpek, doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.**  
**Přírodovědecká fakulta UK v Praze**