



Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Ochrana životního prostředí

## Indikátory obnovy ekosystémů ovlivněných rozsáhlým a závažným poškozením

Indicators of ecosystem recovery after heavy disturbances

Zpracovala:

Hermová Markéta

Vedoucí:

Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz CSc.

Červen, 2010

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně s použitím literatury, a že předložená tištěná verze bakalářské práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

Děkuji Doc. Ing. Mgr. Janu Frouzovi CSc. za věnovaný čas a za cenné rady a připomínky k bakalářské práci.

Zároveň děkuji rodičům za pomoc a podporu při studiu.

## Obsah

Abstrakt.....	4
1. Úvod.....	7
2. Těžba nerostných surovin a její vliv na ekosystémy.....	8
3. Proces obnovy.....	9
4. Indikátory změn disturbovaných ekosystémů po těžbě.....	10
4.1. Indikátory změn prostředí.....	11
4.1.1. Půdní reakce.....	11
4.1.2. Cyklus prvků.....	13
4.1.3. Rozvoj půd a fyzikální charakteristika půd.....	15
4.2. Produkční parametr vegetace.....	16
4.3. Diverzita.....	20
4.3.1. Rostliny.....	21
4.3.2. Živočichové.....	22
5. Srovnání spontánní sukcese a rekultivace.....	25
6. Shrnutí a praktické aplikace.....	32
7. Závěry.....	32
Příloha.....	34
Literatura.....	35

## **Abstrakt**

Těžba nerostů svými dopady zásadně mění krajinný ráz. Obnova lokalit po vytěžení nerostů se v zásadě může ubírat dvěma směry. V prvním případě lze lokalitu ponechat přirozené spontánní sukcesi, ve druhém případě lze takovou lokalitu rekultivovat. Abychom mohli rozhodnout o konkrétním přístupu k obnově dané lokality, musíme zvážit podmínky, které zde aktuálně panují a vymežit cílové podmínky, kterých chceme dosáhnout. Přirozeně nejsme schopni analyzovat veškeré vlastnosti, které lokalita má a je tedy vhodné určit takové indikátory, které postihují většinu těchto vlastností a citlivě reagují na vývojové změny celého ekosystému. V této studii jsem se rozhodla použít tři skupiny indikátorů, a to fyzikálně-chemického prostředí, produkce ekosystému a diversity. V rámci těchto indikátorů jsem porovнала proces spontánní sukcese s procesem rekultivace. Prostřednictvím těchto indikátorů jsem vyhodnotila možnosti obnovy degradovaných ekosystémů na plochách, kde bylo v minulosti těženo uhlí, jakožto významná surovina u nás.

## **Klíčová slova**

biodiversita, koloběh prvků, proces obnovy, produkce ekosystému, půdní reakce, těžba uhlí

## **Abstract**

Minerals mining have huge impacts on the countryside and fundamentally change its character. The restoration of the habitats can be done basically in two ways. The mine can be either abandoned and left to natural succession or recultivated. In order to decide how to proceed on actual site, we have to carefully consider all the surroundings and set the objective we want to reach. Naturally, we are not able to monitor all the characteristics present in given locality and their changes. Therefore it is highly convenient to use a set of indicators, which can cover majority of these characteristics and will sensitively respond to development of the whole ecosystem. I decided to use three types of indicators in this study. These are physiochemical environment, ecosystem production and diversity. Through these indicators I have analysed the restoration possibilities of degraded ecosystems in localities used for coal mining in former times. I have chosen coal because it is an important commodity in Czech Republic.

## **The key words**

biodiversity, elements cycle, restoration, production, soil reaction, coal mining

## 1. Úvod

Těžba patří mezi lidské činnosti, které přímo zasahují krajinu a ovlivňují přírodní prostředí v jeho nejrůznějších oblastech. Její dopad je patrný nepřehlédnutelnými změnami litosféry a geomorfologie. Jako příklad lze uvést závaly, důlní otřesy, sedimentaci nových minerálů a hornin v retenčních a odkalovacích nádržích, ale také porušení stability svahů, propady, poklesové kotliny, výsypky aj. Negativní dopad má těžba též na pedosféru prostřednictvím kontaminace půdy. V těžebních lokalitách dochází často ke změně hydrologického režimu krajiny, složení důlních a odpadních vod. Opomenout nelze vyšší emise plynů, prachových částic a tedy ovlivnění atmosféry. Velmi výrazné jsou také změny biosféry a antroposféry v podobě degradace stanovišť rostlin a živočichů, změn potravních řetězců a v případě antroposféry pak zánik lidských sídel či zhoršení zdraví obyvatel okolních obcí. Cílem práce je shrnout hlavní možné negativní vlivy těžby na životní prostředí, vytypovat parametry, které tyto změny indikují a zároveň mohou být použity pro indikaci stupně poškození a obnovy ekosystémů a aplikovat tyto indikátory na porovnání ploch nerektivovaných a ploch různým způsobem rektivovaných. Vzhledem k tomu, že těžba nerostů je velmi variabilní jak co do druhu svého provedení tak dopadů na ekosystémy, soustředila jsem se zejména na povrchovou těžbu uhlí, která patří k nejvýznamnějším druhům těžební činnosti u nás. (Tab.1 a Tab.2). Uhlí je hlavním zdrojem energie v ČR, přičemž co do objemu těžby i zásob převládá povrchově těžené hnědé uhlí (Tab.2).

Tabulka 1. Množství černého uhlí v ČR (jednotka tisíc tun) (zdroj: Geofond).

<b>Rok</b>	<b>Těžba</b>	<b>Zásoby celkem</b>	<b>Zásoby bilanční prozkoumané</b>	<b>Zásoby bilanční vyhledané</b>	<b>Zásoby nebilanční</b>	<b>Zásoby vytěžitelné</b>
<b>2006</b>	13 017	16 063 718	1 587 320	5 869 966	8 606 432	134 060
<b>2007</b>	12 462	16 159 327	1 566 771	5 876 191	8 716 365	134 060
<b>2008</b>	12 197	16 193 970	1 523 979	5 928 406	8 741 585	192 182

Tabulka 2. Množství hnědého uhlí v ČR (jednotka tisíc tun) (zdroj: Geofond).

Rok	Těžba	Zásoby celkem	Zásoby bilanční prozkoumané	Zásoby bilanční vyhledané	Zásoby nebilanční	Zásoby vytěžitelné
2006	48 915	9 192 305	2 562 306	2 305 437	4 324 562	978 839
2007	49 134	9 140 769	2 516 982	2 305 437	4 318 350	978 839
2008	47 456	9 080 892	2 608 212	2 168 466	4 314 214	906 190

## 2. Těžba nerostných surovin a její vliv na ekosystémy

Dopady báňské činnosti se liší na základě způsobu těžby. Těžbu nerostných surovin lze rozdělit na povrchovou a hlubinnou. Díky vyšší vytěžitelnosti ložiska je preferována těžba povrchová, lomová, která ale způsobuje větší degradaci krajiny v porovnání s těžbou hlubinnou Štýs a kol., (1981).

Jak uvádí Štýs a kol., (1981) nejrozsáhlejší krajinné devastace vznikají při lomové těžbě hnědého uhlí. Provoz lomů je organizován ve dvou fázích: odklidem nadložních hornin a odtěžením ložiska nerostu. Z rekultivačních hledisek nás zajímá úsek nadložních hornin, který je organizován transportem skrývky a zakládáním nadložních hornin na výsypkách. Podle umístění výsypek v dolovém poli jsou výsypky buď vnější nebo vnitřní. Vnitřní výsypky jsou výhodné pro malou dopravní vzdálenost, a tím i ekonomickou efektivnost z provozních hledisek, pro minimální zábor pozemků i z hledisek péče o přírodní zdroje a se zřetelem na následnou rekultivaci. Vnější výsypky komplikují organizaci provozu a zvyšují výrobní náklady těžebním společností. Koncipovány jsou téměř výhradně jako výsypky převýšené, zabírají půdní fond a tvar jejich tělesa vykazuje značný podíl obtížně rekultivovaných a společensky méně efektivně využitelných svahových částí. (Štýs a kol., 1981).

Původní ekosystémy zasypané při tvorbě výsypek nebo odtěžené při tvorbě skrývky jsou zcela zničeny. Na jejich místě se nachází nadložní nebo podložní vrstvy, ty se od běžných půd odlišují absencí recentní organické hmoty (často ale mohou obsahovat různé množství fosilní organické hmoty), extrémním zrnitostním složením, extrémními hodnotami pH, obsahem těžkých kovů a absencí půdní struktury nebo půdní strukturou výrazně odlišnou od běžných půd (Bradshaw, 1993, 1997; Frouz et al., 2003, 2004, 2005). Obnova ekosystémů na těchto územích



je základním předpokladem pro zajištění ekosystémových služeb a tím i socio-ekonomického rozvoje dotčených oblastí (Bradshaw, 1993, 1997). Na druhou stranu obnova těchto ekosystémů může přinášet i nové příležitosti, výsypky mohou hostit řadu vzácných a ohrožených druhů (Frouz et al., 2007), které chybí v okolní krajině. Akumulace půdní organické hmoty v půdě výsypek může být velmi vysoká, okolo 1.7t/ha /rok (Frouz et al, 2007).

### 3. Proces obnovy

Následná obnova takto postižených ploch může být různá, může být zaměřena k rekonstrukci zemědělské či lesní produkce, k budování rekreačních objektů, dovolí-li to stabilita ploch, pak i k zakládání staveb. V následujícím textu se zaměříme zejména na obnovu ekosystémů na výsypkách.

I přesto že disturbance způsobené těžbou jsou velmi rozsáhlé, vyskytovaly se v přírodě podobně velké nebo i větší disturbance i v minulosti a existují přirozené sukcesní mechanismy obnovy takových poškozených ekosystémů (Odum, 1969). Sukcesní procesy byly studovány na výsypkových území u nás i v zahraničí (Frouz et al., 2009; Holec a Frouz 2005). U příznivých substrátů může být spontánní rozvoj ekosystémů poměrně rychlý, je však málo predikovatelný a vykazuje značnou variabilitu v závislosti na kvalitě substrátu. Proto jsou sukcesní procesy často urychlovány rekultivačními zásahy, které však zpravidla spíše směřují k rychlé obnově produkčních funkcí ekosystémů než k obnově jejich původní struktury (Frouz et al., 2007). Do nedávné doby byly oblasti dolů vnímány jako „jizvy v krajině“, které jsou nenávratným poškozením funkcí krajiny a jejich obnova se soustředila zejména na obnovu produkce. Tomu odpovídá i stávající právní úprava u nás, kde povinnost rekultivovat udává horní zákon č. 44/1988 Sb. Ten zároveň stanovuje povinnost organizace zajistit sanaci a následné rekultivace podle zvláštních zákonů. Tím je zejména zákon ČNR 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákon 61/1977 Sb., o lesích. Tyto zákony zdůrazňují obnovení zemědělské a lesní produkce. V poslední době se však tyto oblasti obnovují nejrůznějšími způsoby a mnohdy se tyto oblasti po těžbě stávají cenným prvkem v krajině. V případě, že se nezměnily abiotické podmínky, obnovuje se krajina procesem renaturace, tj. navrácení původních společenstev. Častějším procesem obnovy dolů je proces revitalizace v případě navrácení podobných, ne zcela totožných společenstev a rekultivace v případě tvorby rekreačního, estetického či produkčního prostředí. Benson (2002) definoval rekultivaci jako „proces obnovy oblasti zasažené těžbou pro účel pastvy, zemědělství, rekreace, chovu zvířete nebo nějakého jiného záměru o stejné či větší hodnotě.“ Dle funkce v krajině jsou prováděny rekultivace zemědělské, lesní, vodní a ostatní.

Základem těchto rekultivací je rekultivace technická (sanace), která předchází rekultivaci biologické. V rámci rekultivace technické jsou prováděny práce na úpravě terénu, odvodnění či zřízení komunikací. Proces primární sukcese je definován jako výsledek změn abiotického prostředí vyvolávaných nově osídlenými společenstvy. Na plochách, kde jsou vhodné podmínky k rozvoji cílových společenstev, ale primární sukcese je z nějakého důvodu bržděna, je vhodné využít cestu tzv. řízené sukcese. Je to téměř samovolný vývoj s relativně malými lidskými zásahy (Prokopová a Cudlín, 2008). Porovnání procesu sukcese a procesu rekultivace prostřednictvím indikátoru hodnoty pH, organického uhlíku v půdě, produkce, pokryvnosti stromů a diversity je předmětem této práce.

Ekosystém dle tradiční definice Tansleyho, (1935) je „*souborem biotických a abiotických prvků, kde všechny trofické sféry tvoří celek stanovených druhů vstupujících do koloběhu toku hmoty a energie.*“ Rekultivační metody by tak měly ctít mnoho ekologických faktorů (Pietrzykowski, 2008). Je důležité rozhodnout o vývojovém stupni půdního krytu včetně hloubky organického horizontu, míry zásoby živin, rovnováhy jednotlivých prvků a stupně rozvoje rostlinného společenstva (Pietrzykowski, 2008). Mezi parametry dobře popisující rostlinná společenstva řadíme počet druhů, biodiverzitu společenstva a podíl druhů charakteristických pro daný ekosystém. Chemické látky (minerální a organické látky) jsou neživými složkami ekosystému (biotopu), zatímco rostlinstvo a živočišstvo je považováno za živou složku ekosystému (biocenózy) (Odum, 1969). V průběhu rekultivačních úprav se všechny faktory, na kterých závisí funkčnost ekosystému vyvíjejí v zásadě od nuly tak, jako při primární sukcesí (Wali 1999). Vytváření podmínek pro efektivní koloběh toku hmoty a energie mezi biotopem a biocenózami určuje úspěšnost rekultivačních postupů, které jsou stimulovány procesy obnovy celého ekosystému (Bradshaw a Hüttl, 2001).

#### **4. Indikátory změn disturbovaných ekosystémů po těžbě**

Parametrů, které se mění s disturbancí a postupným vývojem ekosystému je mnoho. Proto aby mohl být parametr dobrým indikátorem, by měl citlivě reagovat na změny ekosystému, tyto změny by měly být snadno interpretovatelné a podobné v obdobných systémech. Na základě změn indikátoru jsme tedy schopni usuzovat změnu systému. Takový parametr by měl být relativně snadno měřitelný. V této studii jsem se rozhodla použít tři skupiny indikátorů - indikátory fyzikálně chemického prostředí, indikátory produkce ekosystému a indikátory diverzity.

## 4.1. Indikátory změn fyzikálně chemického prostředí

### 4.1.1 Půdní reakce (pH)

Veličina pH je definována jako záporný dekanický logaritmus koncentrace vodíkových kationtů ve vodném roztoku. Hodnota pH je jedním z klíčových ekologických faktorů signalizující nejrůznější děje v půdě.

Hodnota pH je jedním z parametrů, který přímo ovlivňuje tvorbu půdy v těžbou postižených oblastech. Nízké hodnoty pH půdy i vody, které jsou charakteristické pro oblasti dolů jsou částečně způsobeny samotným podložím, ve kterém se nachází horniny s přirozeně kyselější půdní reakcí. Na nízkých hodnotách pH má pak hlavní podíl proces chemického zvětrávání, které z velké části způsobuje dešťová voda. Nejvýznamnější chemickou reakcí uplatňující se při okyselení půdy na výsypkách je oxidace pyritu za přítomnosti vody a kyslíku (Štýs a kol., 1981), jejímž produktem je mimo jiné kyselina sírová ( $H_2SO_4$ ). Tento proces může v extrémních případech vést k okyselení výsypkových půd až na hodnoty okolo 2 (Frouz a kol., 2003, 2005).

Na okyselení se hlavně v minulosti podílelo i znečištění ovzduší. Vzduch v těchto oblastech obsahuje zvýšené množství oxidu siřičitého ( $SO_2$ ) nebo oxidu dusičitého ( $NO_3$ ), které vyplavuje z atmosféry právě dešťová voda. Tímto procesem se zvyšuje její rozpouštěcí účinek, který dále podporuje též  $CO_2$  nebo  $O_2$ . Voda se stává silnějším oxidačním činidlem. Procesu oxidace podléhají především sloučeniny železa. Dešťová voda též reaguje s oxidem siřičitým ( $SO_2$ ) ve vzduchu za vzniku kyseliny siřičité ( $H_2SO_3$ ) a následně kyseliny sírové ( $H_2SO_4$ ). Ta se významnou měrou podílí na nízké hodnotě pH. Charakteristickými horninami s nízkou hodnotou pH jsou horniny s nízkou sorpční schopností a vysokým obsahem pyritu. Jedná se hlavně o tercierní pískovce, kaoliny a sopečné popele zejména pokud byly v těsném sousedství uhelných slojí (Frouz a kol., 2003, 2005). Kyselá půdní reakce podporuje přímou toxicitu těžkých kovů, kterou narušuje přirozený koloběh prvků (Patzalek a Pozzi, 2007). Vyšší obsah těžkých kovů představuje riziko v případě přítomnosti vodních útvarů, jejímž prostřednictvím se mohou šířit a ukládat podél vodního toku, ale také v případě obnovy plochy na zemědělskou krajinu a následné kumulace v rostlinách.

Pro zvýšení pH se používá především vápenec. Dochází tak k neutralizaci kyselé půdní reakce, zlepšení koheze půdy a celkové její struktury, následně též kořenění vegetace (Štýs a kol., 1981). Yang et. al., (2004) se zabýval účinky vápence na chemické vlastnosti půdy a vody rekultivovaných ploch po těžbě uhlí. Jak uvádí Yang et. al., (2004) ošetření míst kontaminovaných odpadem po těžbě vápenecem zapříčinilo zvýšení pH odtoku a výluhu

z oblastí z hodnoty 4.3 na hodnotu 6.7, což zapříčinilo pokles koncentrace sulfátů a těžkých kovů, především železa a hliníku. Vápenec jako neutralizační substrát zmírňuje v tomto pohledu environmentální dopady těžby a do budoucna může zásadně ovlivnit úspěšnost celého rekultivačního procesu. Podobných výsledků dosáhl i Nawrot, (2004), který studoval vliv vápence na alkalitu a aciditu vodních těles. Obnova alkality v oxidovaném kalu z uhlí pomocí vápence přispěla ke snížení koncentrace sulfátů a železa u podpovrchových i povrchových vod. Pozitivní vliv mělo použití vápence rovněž na pH, které se zvýšilo na hodnotu 7.8. Zkoumána byla rovněž možnost navážky o různé mocnosti, která by podpořila růst rostlin a tím také zvýšila hodnotu pH půdy. I zde byly zjištěny pozitivní změny nízkého pH.

Na mnohých výsypkách se setkáváme také se zásaditou půdní reakcí. Vyšší hodnota pH bývá způsobena vysokým obsahem uhličitanů a to hlavně vápenatého a sodného (Frouz et al., 2005).

Hodnota pH v rekultivovaných ekosystémech se značně liší od ekosystémů přirozených (Pietrzykowski, 2008), a to především ve funkčnosti cyklů jednotlivých prvků při nízké hodnotě pH. Pokud porovnáme neporušené plochy a plochy rekultivované po těžbě, můžeme říct, že se vzrůstající dobou od ukončení rekultivačních procesů se pH rekultivované plochy blíží k hodnotě pH plochy neporušené disturbancí. Jak uvádí Ingram, (2007) půda písčito-hlinitého typu bez výrazné disturbance měla hodnotu pH rovnou 6.2. Po 11 letech od rekultivace bylo na téže ploše naměřeno pH rovno hodnotě 7.7 a po 26 letech 6.5. Wick et. al., (2007) ve své studii uvádí, že nižší hodnota pH bylo naměřena v oblastech přirozených (kolem hodnoty 6.0) ve srovnání s oblastmi rekultivovaným (7.0-8.0). Skousen et al., (2006) však tvrdí, že nižší pH měly plochy přirozené v porovnání s plochami disturbovanými. Hodnoty pH se také liší v závislosti na reliéfu. V oblastech svahů byla hodnota pH nižší než v oblastech rovinných (Skousen et al., 2006).

Půdní reakce ovlivňuje prostřednictvím koloběhu živin růst rostlin, kdy hodnoty pH kolem 6-7 jsou pro rostliny nejvhodnější. Kolísání pH mění také diversitu půdní fauny (stejnonožci, různonožci, žížaly), která negativně koreluje se zvyšujícím se pH. Právě přítomnost žížal zajišťuje půdě dobrou provzdušněnost a tím i hustý vegetační pokryv. Jako optimální pH pro růst dřevin označil Schowalter a Burger, (2006) hodnotu 4.8 – 6.5 v závislosti na druhu. Jak uvádí Jones, (2005) výkonostní křivky, podle kterých se dá pH pro daný druh určit, byly konstruovány právě na základě vlastností půdního profilu rekultivovaných ploch.

#### 4.1.2 Cyklus prvků

Cyklus prvků můžeme definovat jako „pohyb látek mezi jednotlivými složkami globálního ekosystému.“ Potenciál půd obnovených po těžbě uhlí je závislý především na procentuálním zastoupení dusíku, fosforu a uhlíku, dále pak na koncentraci Na, K, Ca, Mg. Souhrně tyto prvky označujeme jako makroelementy. Naproti tomu prvky vyskytující se v půdě v menším množství jako je Cl, B, Fe, Mn, Zn, Cu a Mo tvoří tzv. mikroelementy. Prvky, které jsou významnou součástí těl organismů a do značné míry určují jejich funkčnost nazýváme živiny, bioelementy.

V případě nedostatku potenciálních zdrojů prvků může být limitované množství živin v půdě kompenzováno rychlým biologickým koloběhem prvků (Pietrzykowski, 2008). Půdní organická hmota, ve svých počátečních fázích akumulace, hraje důležitou roli v rovnováze distribuce živin rostlinám (Pietrzykowski, 2008), kdy hlavní podíl živin je v přirozeném prostředí uložen v organickém horizontu. Živiny jsou postupně uvolňovány prostřednictvím rozkladu a mineralizace (Pietrzykowski, 2008). Na cyklus živin mají patrný vliv mikrobiální společenstva, jejichž výskyt je závislý na vegetačním krytu. Rozvoj vegetace zapříčiní nárůst organické hmoty v půdě, a tím také nárůst zásoby prvků. Nárůst organické hmoty má za následek rozvoj organicky bohaté, humusové vrstvy, která je následně mineralizována půdními mikrobiálními společenstvy (bakterie, houby, aktinomyceta). Z dostupných prvků jsou poté syntetizovány sloučeniny důležité pro další rozvoj půdního ekosystému. Wick et al., (2007) se shoduje s dalšími autory v tom, že bakteriální společenstva mají dominantní úlohu pro cyklus živin při samotné disturbanci a v ranných stádiích rekultivace.

Akumulace prvků v půdě v průběhu jejího vývoje, a obzvláště koncentrace rozpuštěného organického uhlíku uloženého v rekultivovaných půdách se odvíjí od velikosti produkce biomasy, jejího navrácení do půdy a ochranných mechanismů uhlíku (Pietrzykowski, 2008). V oblastech uhelných dolů a výsypek mohou být akumulace uhlíku v hlubších horizontech půdy ve skutečnosti velmi nadhodnocené (Pietrzykowski, 2008). Důvodem jsou zřejmě zbytky uhlí z vytěženého odpadu. Koncentrace dostupného organického uhlíku tak může být velmi nízká. Nízká hodnota organického uhlíku ve vytěžené hlušíně limituje mikrobiální činnost v těchto oblastech a tím i výrazně inhibuje regeneraci a obnovu koloběhu živin v ní (Dere, 2008). Jak uvádí Shukla, (2005) koncentrace organického uhlíku roste s hloubkou, oproti tomu koncentrace celkového dusíku s hloubkou klesá. Zastoupení organického uhlíku a dusíku obecně roste s dobou rekultivace (Wick et al., 2007). Ingram et. al., (2007) konstatuje, že v mnoha plochách celkový dusík silně koreluje s rozpuštěným organickým uhlíkem. Obnova organického uhlíku je

přítom v průměru o 13% rychlejší než u dusíku. Tento rozdíl Ingram et. al., (2007) připisuje menším ztrátám dusíku při těžbě a rekultivaci (odhrnutí zeminy, výsev atd.). Tuto skutečnost podporuje i fakt, že zatímco uhlík je mineralizován jako zdroj energie a postupně se ztrácí ve formě CO<sub>2</sub>, dusík se váže na mikrobiální biomasu a je tím chráněn před vymýváním z půdy.

Abychom zvýšili zastoupení uhlíku, bylo by nezbytné aplikovat velké množství hnojiv, které ve velké míře zvyšují riziko vymývání živin a následné eutrofizace. Tím mohou výrazně podpořit degradaci okolí včetně vodních ploch. Jedním ze způsobů, jak překonat tento problém je přidání kompostu s vysokým obsahem na uhlík bohatého materiálu jako je listovka nebo odpad ze zahrad. Přidání kompostovaného hnojiva do půdy na výsypkách by zajistilo nezbytný uhlík, přičemž živiny jako dusík a fosfor by stabilizovalo v kompostované hromadě a tím minimalizovalo riziko vylouhování (Dere, 2008). Pro zapracování fosforu do půdy je důležitá přítomnost mikroorganismů. Koloběh fosforu i dusíku je prostřednictvím těchto organismů rychle obnoven společně s jejich dostupností pro rostliny.

Celkový dusík je téměř vždy na rekultivovaných plochách zastoupen v nižších koncentracích (přibližně o 30%) avšak produktivita rostlin bývá větší (74% rekultivovaných ploch má průměrně o 77% větší produktivitu oproti plochám bez rušivého zásahu). Jak dokazuje Schoenholtz et. al (1992) ve své studii, po přidání navážky na těžbou poškozené plochy došlo k navýšení koncentrace dusíku v půdě, což však nemělo za následek rychlejší růst dřevin. Podporuje tedy myšlenku, že dusík je pro růst dřevin prvkem důležitým, avšak ne nejdůležitějším a je velmi dobře zastupitelný jinými faktory. S touto myšlenkou souhlasí také Ingram et. al., (2007) a ve své studii uvádí, že celkový dusík se nezdál být limitujícím faktorem pro růst rostlin na rekultivovaných plochách. Šourková et al., (2004) uvádí, že po 30-40 letech vývoje lesního společenstva na rekultivovaných plochách se celkový uhlík a dusík obsažený v horní části organické vrstvy pohyboval v hodnotách podobných polopřirozeným plochám. Akumulace celkového uhlíku a dusíku byla pouze o 26% nižší než v nedalekém polopřirozeném lese. Rathfon et al., (2005) došel k závěru, že rekultivované lesní porosty jsou ve srovnání s přirozenými velmi málo produktivní a z tohoto důvodu je schopnost vegetace vázat atmosférický uhlík velmi nízká. Zvýšení obsahu uhlíku v půdě samotnou vegetací je tím pádem z časového hlediska dlouhodobý proces.

### 4.1.3. Rozvoj půd a fyzikální charakteristika půd

Půdy ovlivněné těžbou mají typicky horší strukturu a pórovitost a nižší vzájemnou spojitost pórů, což může nepříznivě ovlivnit půdní vlhkost a provzdušněnost půd Wick et. al., (2007). Zrnitost a hutnost půdy určuje do jisté míry hloubku kořenění rostlin a tedy jejich růst. Tyto faktory mohou být velmi důležité na mladších plochách nebo na plochách, které jsou úmyslně ponechány přirozené sukcesi. Jak uvádí Wick et. al., (2007) vysoce strukturovaná zemina obsahuje škálu půdních agregátů o různé velikosti (makroagregátů a mikroagregátů), které z fyzikálního hlediska chrání organické látky před mikrobiálním rozkladem. Makroagregáty o velikosti ( $>250\mu\text{m}$ ) se navzájem ovlivňují s mikroagregáty o velikosti (53-250 $\mu\text{m}$ ). Na plochách po rozsáhlé disturbanci je charakteristický vysoký podíl mikroagregátů ve srovnání s makroagregáty (Six et. al., 2000). Mikroagregáty mají nižší pórovitost a vytváří dobré okolnosti pro dlouhodobé uchování uhlíku v půdě (Six et. al., 2000). Vedle podpory uhlíku snižují půdní shluky náchylnost půdy k erozi. Obnova struktury půdy po drastických disturbancích je tedy důležitá z hlediska funkčnosti celého ekosystému a úspěšnosti rekultivace (Vogel, 1987).

Angel et al., (2006) studoval dlouhodobé přežití dřevin z pohledu hutnosti půdy. Byla porovnána velikost přírůstků a mortalita několika druhů stromů na třech substrátech s odlišnými fyzikálními vlastnostmi. Jeho studie potvrzuje domněnku, že nadměrná hutnost půdy je překážkou pro udržitelný rozvoj a růst stromů. Hutnost půdy stoupá s množstvím technických opatření. Na plochách rekultivovaných je tedy vyšší, než na plochách ponechaných spontánní sukcesi. V USA byl proto schválen přesný postup rekultivačních technik (OSMRE, 2006):

1. vytvoření stabilního média pro uchycení kořenů rostlin a jejich dobrý růst, který by neměl mít menší mocnost než 1,2m a měl by být pokryt navážkou s obsahem zvětralého pískovce či jiného vhodného materiálu
2. volně navršená zemina by měla vytvořit neutužený povrch vhodný pro růst rostlin
3. použít navážku jejíž součástí budou semena přirozených druhů pro danou lokalitu nebo nebudou konkurovat vysazeným stromům
4. výsadba ranně-sukcesních dřevin podporující stabilitu zeminy i komerčně využívaných vzácných dřevin
5. nutné je použít schválené techniky sázení

Míra hutnosti je závislá na typu použitého příslušenství pro technickou úpravu plochy (Angel et al., 2006) a četnosti takových úprav. Pro snížení hutnosti je vhodné použít nejlepší dostupné technologie a omezit četnost technických úprav. Dodatečně takové opatření lze podpořit přidáním hnojiva, které je vhodné též ke kontrole eroze dokud není plocha dostatečně pokryta vegetací, jako zásoba živin pro vegetaci, jako ochrana semen a semenáčků, ke snížení evaporace, jako prostředek ke zmírnění extrémních teplot v povrchových vrstvách půdy.

Kvalita půdy je limitujícím faktorem produktivity rekultivovaných ploch (Bendfeldt et al., 2001). Kvalitu půdy můžeme zároveň použít jako vhodný indikátor udržitelného rozvoje ploch (Seybold, 2004). Obecně můžeme tvrdit, že rekultivované plochy po povrchové těžbě mají horší kvalitu půdy v porovnání s přirozenými plochami nebo s plochami s doplňujícím managementem. Výběr vhodného managementu pro danou plochu je tedy zásadní pro zlepšení půdních vlastností (Seybold, 2004). Se stoupajícími náklady na zlepšení kvality půdy analogicky klesá návratnost investic, zvyšující se náročnost opatření sebou přináší také menší využití půdy (Raymond Sinclair, Jr. a Dobos, 2007). Pokud vlastník půdy požaduje po objektu rekultivace rychlý ekonomický návrat, zdá se být nejvhodnějším typem rekultivace zemědělská. Úroda na takové ploše musí být neustále udržovaná vápněním a hnojením společně s odstraněním náletových druhů dřevin, které se na ploše vyskytnou. Management takových ploch je náročný, avšak návrat investic je meziroční. V případě, že je požadována spíše kontrola eroze půdy, pak se zemědělská rekultivace nezdá být nejvhodnějším opatřením. Dobrým řešením je v takovém případě zalesnění. Z ekonomického hlediska je žádoucí naléznout faktor, který nejvíce kvalitu půdy ovlivňuje. Jak uvádí Raymond Sinclair, Jr. a Dobos, (2007) tímto klíčovým faktorem pro vyhovění požadavkům „stejně či lepší“ kvality rekultivované půdy se zdá být dostupnost vody. Schopnost zadržet vodu v půdě je závislá na množství srážek, ale také na sklonu povrchu (Torbert et al., 1994). Jižní svahy bývají přirozeně sušší s vyšší evapotranspirací a přímým slunečním svitem. Oproti tomu podmínky na severních svazích jsou vlhčí a pro růst některých druhů rostlin o poznání přijatelnější.

#### **4.2. Produkční parametr vegetace**

Definovat produktivitu lze jako množství organické hmoty (biomasy) vytvořené určitým živým přírodním systémem (ekosystémem, biocenózou) za jednotku času. Velký důraz na obnovu produkčních parametrů se klade hlavně při zemědělské a lesní rekultivaci. Z ekonomického pohledu jde o klíčový faktor určující úspěšnost rekultivačního procesu.



Komerční lesy jsou velmi častým řešením obnovy takto degradovaných lokalit. Původní vegetace bývá zastíněna vysazenými, často nepůvodními druhy stromů. Tato změna v přístupu počítá s výhodami, které komerční lesy nabízejí, což je pohlcení velkého množství uhlíku (Amichev et al., 2004), využití v dřevařském průmyslu, poskytnutí prostředí pro život divoké zvěře a dalších ekologických výhod (Harrington a Loveall, 2006).

Skousen et al., (2006) konstatuje, že zalesnění mimosvahových oblastí se daří mnohem rychleji v porovnání s vrcholovými plochami. Počet druhů, hustota a výška stromů na mimosvahových plochách je rovněž mnohem větší než na plochách přilehlých. Mimosvahové plochy bez bylinného podrostu jsou pro rostlinnou sukcesi velmi výhodné. Během 20 let se jejich druhová diversita a rychlost růstu podobá plochám nedisturbovaným. Jak uvádí Skousen et al., (2006) na plochách bez disturbance v oblasti Mynu, USA dominovalo průměrně deset druhů stromů. V oblasti Amherst, USA oproti tomu dominovaly dva druhy stromů, minoritně bylo zastoupeno dalších deset druhů. V oblasti Zapota, USA bylo zjištěno dominantní postavení jednoho druhu společně s menším zastoupením dalších dvou druhů stromů. Rovinné oblasti Mynu čítaly 16 druhů, avšak dominovalo pouze 5 druhů. Na mimosvahových plochách v oblasti Zapota bylo mapováno široké spektrum druhů s převahou pouhých 2 druhů.

Harrington a Loveall, 2006 porovnávají dvě plochy v USA. Carson National Forest je oblast, kde před 23 lety byla provedena rekultivace vytěžených ploch. Naproti tomu byla vytypována oblast s přirozeným vývojem bez disturbance v minulosti, která byla sledována 19 let. Les bez předchozího ničivého zásahu rostl pomaleji než les uměle vysazený (Harrington a Loveall, 2006). Výšku stromů bezesporu ovlivňoval odlišný substrát na výsypkách oproti přirozenému lesu. Důvodem však může být také jiná rychlost klíčení a růstu semen. Následné kompetiční vztahy mezi jednotlivými druhy mohou výrazně zpomalit celkový růst dřevin.

Jak uvádí Skousen et al., (1994) na ploše, kde byla zkoumána primární sukcese, byly stromy často inhibovány přítomností bylin. Pro založení přirozené skladby lesa na disturbovaných plochách je klíčová absence dominantních bylinných společenstev, přítomnost semen jednotlivých druhů dřevin v okolí a netoxické vlastnosti půdy. Jak uvádí King a Skousen, (2004) hustota bylinného podrostu má vliv na mortalitu jednotlivých druhů stromů. Zdá se, že 0 – 25% pokryv bylinné vegetace nemá na růst stromů negativní vliv, mortalita stromů mírně vzrůstá při pokryvu bylinné vegetace z 50% a v případě rozšíření bylin z více jak 50% v dané lokalitě, mortalita stromů rapidně vzrůstá. V případě rekultivačního postupu King a Skousen, (2004) doporučují nejdříve výsadbu stromů, a následně výsev bylinného patra. Byliny by v tomto případě byly kompetičně znevýhodněny a mortalita stromů by měla být nižší.

Schowalter a Burger, (2006) porovnávají klíčivost rostlin. Některé ranně-sukcesní druhy rostlin, které jsou přenášeny větrem nebo ptáky tak mají větší příležitost na růst a adaptaci na rekultivovaných plochách. Naproti tomu pozdně-sukcesní druhy, které se vyskytují v mezofylních lesních porostech, jsou na těchto plochách netradiční, vyskytují se zde méně a pokud se zde uchytí, často nerostou dobře díky netoleranci podmínek, které jim zpustošené lokality po těžbě nabízejí. Právě primárně-sukcesní druhy mají semena lehká, snadno přenositelná větrem (Schowalter a Burger, 2006). Díky tomu osidlují i plochy nacházející se v centru rozsáhlých povrchových dolů. Jediným možným řešením pro pozdně-sukcesní druhy je alternativní zdroj v podobě semenné banky nacházející se v navážce, která je součástí rekultivačních technik. Přímé setí bylo úspěšné pouze v případě druhů s velkými semeny. Vyšší mortalita by jednoduše mohla být dána větším počtem semen vysetých na vyměřený hektar (Gorman et al., 2002). Druhy, které byly introdukovány do oblasti díky rekultivačnímu procesu (Winterhalder, 2004) zvyšují dekompoziční rychlost v humusové vrstvě prostřednictvím vysoké koncentrace dusíku a připravují tak oblast výsypky na osídlení přirozenými druhy rostlin (Winterhalder, 2004). Michels et al., (2007) porovnával jednotlivé oseedné metody používané při technické části rekultivace. Některé tradiční metody se ukázaly jako nevhodné a úmrtnost stromů na plochách, kde byly použity, byla vysoká. Hloubení jam pro jednotlivé stromy v některých ohledech zlepšilo výsledek tradičních přístupů k rekultivaci, ale úprava v takové míře byla časově náročná a ekonomicky neuskutečnitelná. Probírka se jako postrekultivační opatření zdá být příslibem vyšší produktivity stromů a touto metodou je možné dobře kontrolovat nevhodné podmínky, které na plochách po těžbě panují. Jak uvádí Michels et al., (2007) tento předpoklad byl dokázán u 16 druhů stromů ve státě Illinois.

Jak uvádí McGill et al., (2004) v oblasti West Virginia, USA se růst stromů a jejich přežití v prvním roce odvíjel především od příznivého klimatu. Jako velmi nepříznivé jevy se v této oblasti ukázaly raní přízemní mrazy a polední spalující sluneční paprsky. McGill et al., (2004) uvádí, že volba vhodného druhu je pro obnovu lokality klíčová. Výběr druhů dřevin by měl korespondovat s konkrétními klimatickými a pedologickými vlastnostmi lokality. Jak McGill et al., (2004) uvádí přežití prvního roku se u 16 různých druhů stromů pohybuje v rozmezí 30-99%. V období druhé vegetační sezóny se rozdíly mezi jednotlivými druhy zmenšují a přežití většiny druhů přesahuje hodnotu 90% (McGill et al., 2004).

Produktivitu a přežití jednotlivých druhů lze zvýšit cíleným ochranným opatřením. Vegetace v iniciálním stádiu po rekultivaci bývá tradičně oplocená a chráněná tak před pasoucí se zvěří. Proniknout do lokalit mohou jen živočišné menších rozměrů, jako jsou hlodavci. Ramsey et al., (2007) uvádí, že oplocené parcely, do kterých se hlodavci nemohli dostat, měly

téměř o 60% více biomasy než parcely neoplocené. Tento výsledek podporuje myšlenku, že hlodavci způsobují značné ztráty rostlinné vegetace na rekultivovaných plochách a pro iniciační stádia růstu stromů by bylo vhodné zamezit jejich průniku do vytyčených lokalit. Zlepšit počáteční podmínky pro růst vysazených stromů lze použít ochranné materiály a obalit jimi kmeny stromů. Jak uvádí Skousen et al., (2009) počet stromů, které přežily byl větší v porovnání se stromy nijak chráněnými (81% ku 63%). Takto zajištěné stromy jsou chráněny před okusem zvěře. Ochranný materiál může zmírnit negativní klimatické podmínky (vítr, výkyvy teplot, zmírnění transpirace), environmentální podmínky (pH, koloběh živin). Výška stromů byla významně vyšší na plochách, kde byly stromy chráněny v porovnání s nechráněnými (Skousen et al., 2009).

Mortalita stromů může být z velké části způsobena také hmyzem nebo nemocemi. Napadeny chorobami jsou stromy ve chvíli, kdy jsou nadměrně zatíženy stresovými podmínkami jako jsou záplavy nebo sucho. Pokud dřeviny nejsou schopné zareagovat na environmentální tlak prostředí, snadno podléhají predaci hmyzu, chorobám a kompetičnímu tlaku okolní vegetace (Rathfon et al., 2005). Abychom dosáhli dlouhodobého zdraví lesního společenstva, musíme vysázet dobře adaptované druhy. S variabilními podmínkami prostředí by mělo korespondovat i lesní společenstvo. Monokulturní lesy s jedním dominantním druhem jsou největším rizikem pro propuknutí nemocí a chronických zdravotních problémů daného společenstva (Rathfon et al., 2005). Díky těmto zásahům by se pravděpodobně zvýšila úspěšnost rekultivace v dané oblasti (Ramsey et al., 2007).

Ingram et. al., (2007) studoval produktivitu různých druhů travin. Parametr produktivity se v porovnání ke dřevinám ukázal jako velmi variabilní. Dle produkce můžeme rozdělit travnaté ekosystémy do dvou skupin – druhy travin přizpůsobené chladnému klimatu a druhy travin přizpůsobené teplému klimatu. Pro rekultivaci se používají častěji druhy teplomilné, které jsou často kompetičně méně úspěšné vůči druhům chladnomilným, které mají vyšší produktivitu. Hustota vegetačního porostu se v tomto případě ukázala větší na rekultivovaných plochách v porovnání s plochami přirozenými (Ingram et. al., 2007).

Parametr produkce je vedle fyzikálních a chemických vlastností půdy závislý také na druhovém zastoupení. Proběhly pokusy přiblížit rekultivaci ploch po těžbě primární sukcesí a například zalesňovaným plochám dát podobu diversifikovanějšího přirozeného lesa. Mortalita jednotlivých druhů stromů, konkrétně třešně (*Prunus sp.*), javoru (*Acer sp.*) a dubu (*Quercus sp.*) byla však vysoká a jejich růst podprůměrný.

### 4.3. Diverzita

Diverzitu definujeme jako základní vlastnost systémů, vyjadřující rozrůzněnost jejich prvků. Zároveň je často vnímána jako míra stability systému, protože uniformní systém v případě destrukce většinou kolabuje celý, kdežto v systému diverzním prochází degradací jednotlivé jeho části, ale celek si může zachovávat určité funkce. Diverzita vzniká prostřednictvím klimatických, geologických i biologických pochodů, které se liší svou rychlostí místo od místa. Zánik diverzity je často spojován s antropogeními pochody, přirozený zánik diverzity je výjimečný. Jednou z forem diverzity je biodiverzita. Světový fond ochrany přírody definoval v roce 1989 biodiverzitu jako „*bohatství života na Zemi, miliony rostlin, živočichů a mikroorganismů, včetně genů, které obsahují, a složité ekosystémy, které vytvářejí životní prostředí.*“ (Primack et al., 2001).

Cílem obnovy ekosystémů je podpora biodiverzity na úrovni druhů, poddruhů a lokálních populací. Na výsypkách z tohoto důvodu probíhá detailní biologický průzkum, úpravy podmínek a záchranné transfery vybraných druhů živočichů a rostlin z předpolí lomů. Je zajímavé, že výsypky a povrchové lomy jsou pro řadu vzácných organismů velmi atraktivní.

Celkový počet druhů je ve většině sledovaných skupin na výsypkách poněkud nižší než v okolní krajině, avšak rozdíly mezi výsypkami a okolní krajinou nejsou nikterak výrazné (Tab.3). Je zajímavé, že řada zejména vzácných a ohrožených druhů hojných na výsypkách, je v okolní krajině vzácná nebo zcela chybí (Frouz et al., 2007).

Nabízí se otázka, z jakého důvodu flóra a fauna na dříve zpustošené krajině čítá takové množství druhů? Těžbou se vytváří velmi heterogenní pedologické a hydrologické podmínky, od středně kyselým, od hydrických ke xerickým (Wade a Thompson, 2002). Mocnost půdní skrývky nebo svažítost jsou též variabilní. Heterogenitě prostředí je přímo úměrné množství druhů. Na výsypkách se tedy často náchazejí druhy specializované na specifická stanoviště. V dnešní době se například v zemích západní Evropy cíleně ponechávají určité lokality nerekvultované a výsypky slouží jako zdroj poznání života organismů a jejich vztahů.

Tabulka 3. Počet druhů vybraných skupin a druhů chráněných zákonem v předpolí lomu Jiří (pinkoviště) a na výsypkách (Frouz et al., 2007).

Skupina	Předpolí	Výsypka
<b>Vyšší rostliny 1</b>	332	302
<b>Zooplankton 1</b>	98	70
<b>Chrostíci 1</b>	40	18
<b>Motýli 2</b>	592	549
<b>Kriticky ohrožené druhy 3</b>	7	8
<b>Silně ohrožené druhy 3</b>	27	21
<b>Ohrožené druhy 3</b>	30	22

1 – stav k roku 1996, 2 – stav k roku 2004, 3 – stav k roku 2006, podle vyhlášky MŽP ČR 395/92 Sb.

#### 4.3.1. Rostliny

V případě rostlin se velký počet druhů přirozeně vyskytuje na otevřených plochách výsypek bez jakékoliv navážky. V rámci rekultivačních postupů se zdá být navážka o různorodé mocnosti vhodným řešením pro zvýšení počtu druhů (Bowen et al., 2005). S tím souhlasí i Buchanan et al., (2005) a uvádí, že regresivní křivka jasně ukazuje pozitivní korelaci jak mezi mocností navážky a celkového vegetačního pokryvu tak mezi mocností navážky a celkovým počtem druhů. Dále Buchanan et al., (2005) poznamenává, že nejvyšší počet druhů se nacházel na plochách s mocností navážky 25-65cm. Zcela opačným přístupem je odstranění vrchních, živinami bohatých, humusových horizontů půd, s cílem podpořit rozvoj oligotrofních stanovišť.

Jak ukazuje Holec, Frouz (2005) v iniciálním stádiu dominují na plochách ponechaných spontánní sukcesi byliny a trávy a to především lipnice smáčknutá (*Poa compressa*) a podběl lékařský (*Tussilago farfara*). Na plochách rekultivovaných se v iniciálních stádiích objevuje spíše třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Tyto lokality podrobené odlišnému managementu jsou dále srovnávány s okolní krajinou bez disturbance, kde se v lučních společenstvech vyskytuje např. růže šípková (*Rosa sp.*), hloch (*Crataegus sp.*). Dominantními druhy stromů a keřů jsou na plochách ponechaných spontánní sukcesi především vrba jíva (*Salix*

*caprea*), topol osika (*Populus tremula*), bříza bělokorá (*Betula pendula*). V oblasti rekultivovaných ploch převažuje spíše olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*) nebo dub zimní (*Quercus petraea*). V přirozených lesních společenstvech se v okolní krajině nachází především olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), dub letní (*Quercus robur*) či habr obecný (*Carpinus betulus*). Naproti tomu mezi ranně-sukcesní druhy v USA patří javor červený (*Acer rubrum*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), jasan (*Fraxinus sp.*), hloh (*Crateagus sp.*), javor cukrový (*Acer saccharum*) nebo topol (*Liriodendron sp.*) (Skousen et al., 2006).

Zipper et. al., (2007) porovnal 25 různých rekultivovaných lokalit ve 4 sousedících státech USA. Rostlinný pokryv zde byl též velmi variabilní. Z přirozeně se vyskytujících druhů v těchto oblastech lze zmínit jedovatec kořenující (*Toxicodendron radican*), mrkev obecná (*Daucus carota*), škumpa (*Rhus*), nebo loubinec pětिलistý (*Parthenocissus quinquefolia*). Z přirozeně se vyskytujících dřevin v těchto oblastech lze zmínit trnovník akát (*Robinia pseudakacia*), javor červený (*Acer rubrum*), borovici virginskou (*Pinus virginiana*), borovici vejmutovku (*Pinus strobus*), dub (*Quercus sp.*), liliovník tulipánokvětý (*Liriodendron tulipifera*). Naproti tomu invazivní druhy, které kolonizovaly lokality v iničiálním stádiu zastupuje hlošina okoličnatá (*Elaeagnus umbellata*) nebo růže mnohokvětá (*Rosa multiflora*). Na přirozeně se regenerujících lokalitách bylo nalezeno více druhů.

#### 4.3.2. Živočichové

Heterogenita prostředí na výsypkách a v dolech je lákavá též pro živočichy. Druhou rozmanitost výrazně zvyšují vodní plochy. Břehové linie, které rekultivací vznikají, sebou přináší průnik terestrického a vodního prostředí. Pobřežní vegetace vytváří ideální prostředí pro plazy, obojživelníky, ale též malé savce. Takto vytvořené prostředí má nezastupitelnou funkci pro pohyb živočichů a velmi dobře spojuje jinak fragementovaná stanoviště. Obnova či vybudování břehových linií na vytěžených plochách v kombinaci s přirozeně vypadající strouhou může zvýšit estetickou hodnotu krajiny (Anderson et al., 2004).

Aby bylo možné uměle vytvořit prostředí, které bude pro život námi vybraných druhů lákavé, je nutné znát přesné požadavky organismů na vlastnosti takového prostředí. Pro obojživelníky a plazi jsou podstatné fungující transfery mezi terestrickým a vodním prostředím. V případě ptáků je dobré v rámci rekultivace podpořit jejich návrat na degradovanou lokalitu bydly, ochranou vegetací nebo vystavěním umělých hnízdišť. Nároky na charakter stanoviště se velmi liší.

### **Vliv těžby na život obojživelníků (*Amphibia*) a plazů (*Reptilia*)**

Rozsáhlé disturbance, které vznikají těžbou mají na společenstva plazů negativní dopad, neboť jejich aktivita je přímo úměrná hustotě vegetace a mocnosti opadance (Anderson et al., 2004). Byly pozorovány nižší počty druhů bezocasích a ještěrek v lesích, které byly vykáceny než v lesích vzrostlých (Anderson et al., 2004). Kyselost prostředí pocházející jak z přirozených tak antropogenních zdrojů má letální účinky na obojživelníky (Anderson et al., 2004). Nízké pH půdy má vliv na osmoregulaci mloků (Frisbie a Wyman, 1992). Embryonální vývoj žab je zpomalován díky aciditě vodního prostředí (Anderson et al., 2004). Naproti tomu Frouz et al. (2007) uvádí celkou řadu obojživelníků, kteří těží z přítomnosti drobných nezarybněných vodních ploch na výsypkách. Některé druhy, např ropucha krátkonohá a ropucha zelená (*Bufo calamita* a *bufo viridis*) se mohou vyvíjet i ve vodách s vysokou konduktivitou a díky malé konkurenci dosahovat na výsypkách značných populačních hustot (Frouz et al. 2007).

### **Vliv těžby na život ptáků (*Aves*)**

Ptáci se často rozmnožují na přirozeně disturbovaných plochách jako jsou pláže, šterkové mělčiny, které jsou neustále erodovány větrem, záplavami či vlnobitím, ale také pastviny, lesy, které jsou narušovány požáry. V dnešní době jsou tyto procesy často kontrolovány člověkem a plochy přirozené, které živočichové využívají, jsou tak nahrazovány plochami ovlivněnými lidskou aktivitou (Anderson et al., 2004). Studie zabývající se vlivem těžby na avifaunu jsou konfliktní. Anderson et al., (2004) uvádí, že v případě, kdy je hluk, prach a doprava z těžby dostatečně tlumena hustou vegetací, nemá na život ptáků negativní vliv. Zároveň však dodává, že hustota zpívajících samců se snížila o 39% tam, kde stanoviště sousedily s povrchovými doly. Pokud jsou povrchové doly rekultivovány za účelem tvorby životního prostředí pro tyto druhy, je nutné vytvořit jednak vhodný reliéf, lokalitu esteticky upravit a zachovat v rámci možností environmentální podmínky, díky kterým byla lokalita vzácnými druhy rostlin či živočichů osídlena. Ponecháním vyhloubených sníženin a propadlin, zpevněním či technickým vytvořením hřbetů lze docílit unikátního rázu krajiny, kterému odpovídá variabilita druhů. Takovéto lokality jsou často doplněny rekultivací vodní. Z estetického hlediska by měla lokalita navazovat na okolí a zachovávat ráz krajiny. Management takových lokalit by pak měl podporovat další rozvoj plochy ve prospěch druhů a jejich společenstev.

Příkladem takové lokality je Big Brown Mine ve východním Texasu v USA, kdy lokalita nebyla zcela rekultivována a díky přítomnosti skřivana ouškatého (*Eremophila alpestris*), vlhovce východního (*Sturnella magna*), papežika amerického (*Spiza americana*) nebo kulíka

zrzoocasého (*Charadrius vociferus*) byly určité plochy cíleně ponechány nerektivované. Jak uvádí Brenner, (2007) většina druhů ptáků byla nalezena v lokalitách, kde těžba neprobíhala nebo v lokalitách, kde se těžilo před 8 lety, přičemž nejvíce druhů bylo nalezeno v dolu, který byl opuštěn 9 let. Rozporuplné pohledy jsou i na rektivaci dolů ve spojitosti s vyšším počtem druhů avifauny. Rektivované plochy mohou nabídnout ptákům atraktivní prostředí v podobě pastvin, vodních ploch nebo mokřadů, které se zdají být pro život avifauny důležité (Brenner, 2007). Druhové složení lze tedy prostřednictvím rektivace výrazně měnit. Otázkou zůstává, zda změny jsou vždy pro danou lokalitu žádoucí.

### **Vliv těžby na život savců (*Mamalia*)**

Je mnoho různorodých technik těžby a její vliv na okolní habitat může být taktéž velmi odlišný. Primární disturbancí, která se přímo dotýká savčích populací je zřetelný úbytek vegetace v těžené lokalitě. Podobně jako u obojživelníků a plazů, je u savců problémem acidita prostředí jako následek těžby uhlí. Kontaminace těžkými kovy ( $Fe^{2+}$ ,  $Mg^{+}$ ) je problémem na lokální úrovni. Chamblin (2002) uvádí, že nebyly nalezeny výrazné rozdíly druhové diverzity mezi plochami rektivovaných výsypek a kontrolních nedotčených lesů. DeCapita a Bookhout, (1975) však tvrdí, že druhová diverzita je vyšší v oblastech nedotčených těžbou oproti oblastem nedávno dotěženým. Podobně Voight a Glen-Lewin (1979) uvádí, že více druhů bylo nalezeno v lokalitách, kde se dříve netěžilo v porovnání s lokalitami po těžbě. Anderson et al., (2004) zároveň dodává, že v lokalitách, kde se nedávno těžilo bylo nalezeno celkově větší množství druhů malých savců než v lokalitách, které byly rektivovány dříve.

Mezi savce, kteří s oblibou osidlují opuštěné doly jsou netopýři, jedná se však spíše o podpovrchové, hlubinné doly. Tento řád tvoří  $\frac{1}{4}$  savců na světě. I přesto zůstávají jednou z nejméně poznanych a nejvíce ohrožených skupin živočichů Severní Ameriky. Netopýři hrají zásadní roli v mnoha ekosystémech jako opylovači a roznašeči semen, ale také jako primární predátoři hmyzu, který způsobuje farmářům a lesníkům ročně ohromné škody (Watkins, 2002). Jejich úbytek je zapříčiněn degradací stanovišť a kontaminací prostředí. Nepotvrdil se však přímý vliv těžby uhlí v jednotlivých státech USA na netopýří populace (Vories, 2008). Za posledních sto let se naopak netopýři začaly pozvolna stěhovat do podpovrchových opuštěných dolů, které jim často nabízejí mikroklima podobné jeskyním. Rektivovat tyto doly je však nezbytně nutné kvůli ochraně lidského zdraví. V USA jsou tedy jasně dané regule, které důl musí splňovat, aby nebyl rektivován a zároveň byl využit na ochranu netopýřů. Lze konstatovat, že postoj k rektivacím uzavřených hlubinných dolů se v USA výrazně změnil a ochrana těchto lokalit je často daná státním či federálním zákonem.



## 5. Srovnání rekultivace a spontánní sukcese

Jak již bylo výše uvedeno, opuštěná důlní díla podléhají procesu sukcese, který postupně směřuje k vývoji klimaxových ekosystémů typických pro dané místo. Nicméně proces sukcese je poměrně pomalý a proto se pro jeho urychlení používají rekultivační opatření. Ty můžeme rozdělit do několika kroků, úpravu fyzikálních a chemických parametrů prostředí a podporu živé složky ekosystému.

Zejména v situacích, kdy je abiotické prostředí velmi extrémní a představuje nebezpečí pro okolní ekosystémy, je na místě uvažovat o jeho úpravě.

Příkladem lokality, kde se rekultivační opatření zdají být nejlepším možným řešením je důl Arbor Colliery v jižní Africe. Důl je jedním z 27 nezajištěných dolů oblasti, kde hrozí kontaminace vod. Oblast dolu zahrnuje pět šachet, různých velikostí a hloubek, které jsou naplněny vodou. Hodnota pH vody v šachtách je kolem 2-3, zvýšen je obsah sulfátů i těžkých kovů (Waygood et al., 2006). V přímém sousedství žije přes sto rodin, které používají vodu z místních studní. Povrchový odtok ze šachet tedy neustále vytváří riziko kontaminace. Bezprostřední okolí některých šachet není pokryto vegetací, která by alespoň částečně bránila erozi, riziko kontaminace se tím víc zvyšuje. Projekt na obnovu oblasti počítá se zasypáním šachet šterkovým materiálem a navážkou zeminy.

Jiným příkladem vhodným pro rekultivaci je oblast Oltenia v Rumunsku. Jak uvádí Dumitru a Popescu, (2002) aktivity spjaté s těžbou v Rumunsku ovlivňují 25.000 hektarů půdy. V Oltenii těžba probíhá hlavně na plochách bývalé zemědělské půdy (12.208 ha), která byla jen v malém rozsahu rekultivována (552 ha). Povrchová těžba je zde jednou z nejhorších forem degradace půdy a proto by mělo být vynakládáno velkého úsilí na její obnovu. Je zde potřeba význačných investic v podobě řádné rekultivace degradovaných ploch po těžbě, zvláště v chudších regionech, kde rekultivované plochy mohou získat zpět svou produktivitu (Dumitru a Popescu, 2002) a být tak opět využity jako zemědělská půda.

Přírozeným stanovištěm oblasti West Virginia v USA je lesní ekosystém. Povrchovou těžbou uhlí bylo zničeno okolo 2.5mil. hektarů lesa. Počátkem 70.let 20.století byly rozsáhlé vytěžené oblasti spíše rekultivované na pastviny a louky na místo lesních společenstev. Rekultivace tohoto typu vyžadovala odhrnutí povrchové skryvky a následné zarovnění navážkou, díky které dostala plocha podobu vhodnou pro obdělávání zemědělských plodin. Tento zásah ovšem velmi podpořil erozi a mnohé lokality jsou dnes neobdělávané díky nevhodným vlastnostem půdy. Postupem času se rekultivační postupy navrátily zpět k zalesňování. Navážka neutužené zeminy bez jejího následného zarovnění zmírnila erozi. Pro podporu růstu nově

vysazených stromů bylo použito několik managementových technik - zorání, herbicidy, vykopání děr na výsadbu, navážka zeminy, oplocení proti okusu zvěře. Přežití stromů se první rok pohybovalo okolo 82%, avšak po 7 letech kleslo na průměrných 36% (Skousen et al., 2009). I přes velké množství podporujících opatření a vysoké náklady se nepodařilo určité plochy rekultivovat do vhodné podoby. Některé lokality jsou v současnosti ponechány primární sukcesi a zkoumán je zde rozvoj vegetace, její vliv na obnovu zerodované půdy.

V západní části Kentucky bylo ponecháno mnoho povrchových uhelných dolů ve formě neodstupňovaných hromad promíchaných se skrývkou (Wade a Thompson, 2002). Rekultivační metody byly nahrazeny primární sukcesí a přirozeným rostlinným pokryvem. Důl Fonde byl pozorován 25 let a zhodnocen byl konečný efekt na místní biocenózy. Vhodným prvkem pro rozvoj místních druhů byla periodicky se obnovující vodní nádrž nebo příležitostné disturbance spojené se 4-kolovou dopravou. V oblasti bylo zmapováno 299 druhů rostlin na 7,3 hektarech půdy. Nejvíce byly zastoupeny byliny, konkrétně čeledi hvězdnicovité (*Asteraceae*) - 43 druhů, lipnicovité (*Poaceae*) - 34 druhů a bobovité (*Fabaceae*) - 14 druhů.

Tabulka 4 ukazuje parametr diverzity, konkrétně porovnání rekultivovaných a nerektivovaných, případně přirozených ploch. Ze srovnání je patrné, že nelze s jistotou říci, která z daných metod má větší úspěšnost osídlení různými druhy živočichů a rostlin. Pokud vezmeme v úvahu pouze rekultivované plochy, v zásadě platí, že nejvyšší počet druhů je na plochách, které byly rekultivovány před 5 – 10 lety.

Tabulka 4. Počet druhů jako míra diverzity na rekultivovaných/nerektivovaných plochách

<b>Autor</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Půda</b>	<b>Varianta</b>	<b>Hodnota</b>
<b>Holec a Frouz, 2004</b>	CZ - Sokolov	jílovec	nerektivovaný - iničiální st. -	1
			nerektivovaný -křoviny, les -	9
			rekultivovaný	10
<b>Skousen et al., 2006</b>	US - Mynu	pískovec	přirozený	12
			rekultivovaný - vrchol -	12
			rekultivovaný -svah -	16
	US - Zapota	pískovec	přirozený	13
			rekultivovaný	6

			- vrchol -	
			rekultivovaný - svah -	8
	US - Amherst	pískovce, břidlice	přirozený	12
			rekultivovaný - vrchol -	9
			rekultivovaný - svah -	9
<b>Lukešová, 2001</b>	Cz - Sokolov	jílovec	nerekultivovaný	45
			rekultivovaný	22
	G - Cottbus	písčitohlinité	nerekultivovaný	26
			rekultivovaný	22
<b>Kirkland, 1976</b>	US - NY	neuveдено	nerekultivovaný	13
			rekultivovaný	7
<b>Zeleznik a Skousen,1996</b>	US - Georgetown	jílovec	nerekultivovaný	36
			rekultivovaný	41
	US - Dundee	jílovec	nerekultivovaný	49
<b>Skousen et al., 1994</b>	US - Pittsburgh	neuveдено	nerekultivovaný	10
	US - Freeport	neuveдено	nerekultivovaný	9
	US - Kittanning	neuveдено	nerekultivovaný	8

Parametr pokryvnatost stromů zachycen v tabulce 5 ukazuje obdobné výsledky. Ani v tomto případě nelze říci, že na rekultivovaných plochách dosahuje lesní společenstvo stabilního stavu dříve než v případě primární sukcese. Parametr pokryvnatosti stromů lze do jisté míry ovlivnit množstvím navezené zeminy a svažítostí povrchu. Vhodná mocnost navážky se u jednotlivých druhů stromů liší. Typ reliéfu se ukazuje jako klíčový. Jak ukazuje tabulka 5, vrcholové oblasti jsou pokryty stromy méně v porovnání se svahy. U rekultivace zalesněním je pokryvnatost stromů vyšší ve srovnání se spontánní sukcesí.

Tabulka 5. Pokryvnost stromů na rekultivovaných/přirozených/nerekultivovaných plochách

<b>Autor</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Půda</b>	<b>Varianta</b>	<b>Hodnoty</b>
<b>Skousen et al., 2006</b>	US - Mynu	pískovec	přirozený	85%
			rekultivovaný - vrchol -	24%
			rekultivovaný - svah -	70%
	US - Zapota	pískovec	přirozený	88%
			rekultivovaný - vrchol -	15%
			rekultivovaný - svah -	72%
	US - Amherst	pískovec, břidlice	přirozený	84%
			rekultivovaný - vrchol -	14%
			rekultivovaný - svah -	28%
<b>Holec a Frouz, 2004</b>	Cz - Sokolov	jílovec	nerekultivované - iniciální st. -	0%
			nerekultivované - křoviny, les -	35,6±22,0%
			rekultivované - iniciální st. -	6,0±7,0%
			rekultivované - les -	58,1±19,0%

Do jisté míry parametr pokryvnosti stromů (i bylin) souvisí s parametrem produktivity, který ukazuje tabulka 6. Parametr produkce se dá velmi ovlivnit rekultivačními procesy hnojením, navázkou zeminy apod. Jednotlivé oblasti, které jsou zachyceny v tabulce 6 byly rekultivovány různými procesy a porovnání produkce na těchto plochách je tedy obtížné. Lze však s jistotou tvrdit, že produkce na plochách po těžbě se liší v případě různých druhů dřevin. Nelze tvrdit, že rekultivované plochy jsou vždy produktivnější v porovnání s plochami nerekultivovanými.

Tabulka 6. Produkce na rekultivovaných/nerekultivovaných plochách

<b>Autor</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Půda</b>	<b>Varianta</b>	<b>Hodnota</b>
<b>Frouz et al., 2009</b>	CZ - Sokolov	jílovec	nerekultivovaný	34,0 ±6,3 t. ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	91,2 ±17,2

			- olše -	t.ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	90,0 ±15,2
			- lípa -	t.ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	65,2 ±7,9
			- dub -	t.ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	135,2 ±11,9
			- modřín -	t.ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	59,0 ±11,5
			- jedle -	t.ha <sup>-1</sup>
			rekultivovaný	35,5 ±6,6
			- borovice -	t.ha <sup>-1</sup>
<b>Zelesnik a Skousen,1996</b>	US - Georgetown	jílovce	nerekultivovaný	284,0 m <sup>3</sup> /ha
			rekultivovaný	347,0 m <sup>3</sup> /ha
			- jasan -	
			rekultivovaný	39,0 m <sup>3</sup> /ha
			- topol -	
			rekultivovaný	198,0 m <sup>3</sup> /ha
			- borovice -	
	US - Dundee	jílovec	nerekultivovaný	211,0 m <sup>3</sup> /ha
<b>Wick, 2007</b>	US - WV 1.	písčitohlinité	rekultivovaný	36,55.10 <sup>3</sup> area
			nerekultivovaný	32,1.10 <sup>3</sup> Area
	US -WV 2.	jílovitohlinité	rekultivovaný	29,86.10 <sup>3</sup> area
			nerekultivovaný	32,4.10 <sup>3</sup> area

Tabulka 7 ukazuje parametr organického uhlíku v půdě, který do značné míry rozhoduje o funkčním koloběhu živin v lokalitě. V lokalitách na jílovém podloží bylo naměřeno v případě rekultivovaných ploch více organického uhlíku, než na plochách nerekultivovaných. V případě lokalit, které měly podloží hlinité či písčité bylo naměřeno vyšších hodnot obsahu uhlíku v půdě na nerekultivovaných plochách. Tyto výsledky ukazují na možnou korelaci obsahu uhlíku v půdě s propustností zeminy.

Tabulka 7. Organický uhlík v půdě na rekultivovaných/nerekultivovaných plochách

<b>Autor</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Půda</b>	<b>Varianta</b>	<b>Hodnota</b>
<b>Frouz et al., 2009</b>	ČR – Sokolovsko	jílovce	nerekultivováno	21,8 ± 7,3%
			rekultivováno	98,1 ±21,5%

<b>Železník a Skousen, 1996</b>	US - Gorgetown	jílovce	nerekultivováno	1,9%
			rekultivováno	2,8%
	US -Dundee	jílovce	nerekultivováno	2,38%
<b>Wick et al., 2007</b>	US-WY	písčito-hlinitý	rekultivováno	$5,77 \cdot 10^6$ g.ha <sup>-1</sup>
			nerekultivováno	$7,89 \cdot 10^6$ g.ha <sup>-1</sup>
		jílovito-hlinitý	rekultivováno	$7,58 \cdot 10^6$ g.ha <sup>-1</sup>
			nerekultivováno	$14,7 \cdot 10^6$ g.ha <sup>-1</sup>

Charakter plochy se dá vyvodit z hodnoty pH, která byla v případě přirozených ploch nižší oproti plochám rekultivovaným (tabulka 8). Pokud bychom měli porovnat plochy, které byly ponechány spontánní sukcesi s plochami rekultivovanými, nelze stanovit jasný trend, který by plochy vykazovaly. Hodnoty pH se liší oblast od oblasti, což je pravděpodobně způsobeno typem podloží, druhem materiálu, který byl navezen apod.

Tabulka 8. Porovnání pH na rekultivovaných/nerekultivovaných/přirozených plochách

<b>Autor</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Půda</b>	<b>Varianta</b>	<b>Hodnoty</b>
<b>Skousen et al., 2006</b>	US-Mynu	pískovce, břidlice	přirozený	4,6
			rekultivovaný - vrchol -	5,2
			rekultivovaný - svah -	6,1
	US - Zapota	pískovce, břidlice	přirozený	5,5
			rekultivovaný - vrchol -	6,5
			rekultivovaný - svah -	4,9
	US - Amherst	pískovce, břidlice	přirozený	6,0
			rekultivovaný - vrchol -	6,6
			rekultivovaný - svah -	5,8
<b>Ingram, 2007</b>	US – WY 1.	jílovec	přirozený	6,2
			rekultivovaný	7,7

	US – WY 2.	jílovec	přirozený	6,2
			rekultivovaný	7,1
	US – WY 3.	jílovec	přirozený	8,0
			rekultivovaný	8,1
	US – WY 4.	jílovec	přirozený	6,6
			rekultivovaný	7,7
	US – WY 5.	jílovec	přirozený	7,8
			rekultivovaný	8,1
<b>Zelesnik, Skousen,1996</b>	US – Georgetown	jílovec	nerekultivovaný	7,7
			rekultivovaný	7,6
	US - Dundee	jílovec	nerekultivovaný	4,15
<b>Lukešová, 2001</b>	CZ - Sokolov	jílovec	rekultivovaný	4,1
			nerekultivovaný	8,2
	G - Cottbus	písčitohlinité	rekultivovaný	3,9
			nerekultivovaný	2,9
<b>Schwalter, 2006</b>	US - WV	jílovec	rekultivovaný	6,6
			nerekultivovaný	7,0

Všechny parametry jsou navzájem propojené a často na sebe navazují. Například zlepšování půdních vlastností a podmínek pro život různorodých druhů živočichů a rostlin vede k jejich větší produkci, nikoliv však ke zvýšení diversity v dané lokalitě. S tímto faktem je třeba počítat ve chvíli, kdy se rozhoduje o budoucím využití lokality.

## 6. Shrnutí a praktické aplikace

Je patrné, že myšlenka konkrétního postupu obnovy degradované plochy po těžbě musí být spjata s jasnou představou cílového společenstva. Jakkoliv mohou být procesy obnovy odlišné, každý proces má své výhody a nevýhody. Obnova vedoucí k tvorbě pastvin a luk sebou přináší ihned po rekultivaci vysokou kvalitu vody v porovnání s lesními společenstvy, ekonomický výnos je na rekultivované ploše mnohem rychlejší díky možné pastvě dobytka a celkové náklady na obnovu plochy jsou nižší, časově méně náročné. Komerční zalesnění sebou přináší dlouhodobou stabilitu lokality, která zvyšuje ochranu vod a půd, podporuje ekonomický růst produkci dřeva, zmírňuje rozšíření invazivních druhů rostlin a zároveň je životním prostředím divoké zvěře. I přes značné nevýhody obnovy dolů zpět na zemědělskou půdu v podobě vyššího potenciálu k erozi půdy, nízké diversity rostlinných společenstev při jejich současném riziku zhroucení, vysokých počátečních nákladů, je rekultivace na zemědělskou krajinu nedocenitelná pro svou produktivitu a užitek lidstvu. Svě nezastupitelné místo má i proces spontánní sukcese, který ponechává lokalitě její heterogenitu a tím podporuje rozvoj druhově bohatých biocenóz. V rámci rovnováhy v krajině by každá lokalita měla být zhodnocena prostřednictvím možností, které nabízí. Jako vhodný parametr k vyhodnocení se nabízí hodnota pH, koncentrace org. C v půdě, diversita druhů a produkce lokality.

## 7. Závěry

1. Těžba uhlí sebou přináší negativní změny v krajině. Přirozené procesy se v těchto lokalitách obnovují rekultivačními postupy, případně spontánní sukcesí.
2. Byly vybrány tři typy parametrů, které indikují rozsah disturbance i její následnou obnovu. Na základě těchto parametrů byly srovnány lokality rekultivované s nerektivovanými.
3. Parametr půdní reakce je v těchto oblastech dosahuje extrémních hodnot. Hodnoty pH se v těchto oblastech pohybují kolem 2-3, ale též kolem 11. Srovnáním rekultivovaných ploch s nerektivovanými nebyl nalezen jasný trend. Jednotlivé lokality jsou velmi variabilní.
4. Parametr koncentrace org. uhlíku na výsypkách koreluje s propustností zeminy, s možností jeho vymývání z půdy. Koncentrace org. uhlíku je závislá na podloží či navážce v dané lokalitě.



5. Parametr diverzity se liší lokalitu od lokality a je velmi závislý na typu rekultivace. V případě vodní rekultivace se dá očekávat vyšší míra diverzity na rekultivované výsypce v porovnání s okolím. Lokality ponechané spontánní sukcesi jsou oproti tomu diverzifikovanější v případě, že nabízí zcela odlišné podmínky od okolní krajiny.

6. Parametr produkce se liší v závislosti na kvalitě půdy, klimatických podmínkách nebo množství ochranných opatření. Pokud bychom tedy měli porovnat rekultivované plochy s nerektivovanými, výsledky jsou značně protichůdné.

7. Parametr pokrývnatosti stromů dosahuje lepších výsledků na rekultivovaných plochách oproti nerektivovaným. Důvodem jsou zřejmě lepší podmínky v iniciálním stádiu, kdy v případě rekultivace bývá potlačena kompetice trav, především pak třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*).

## Příloha



Obr. 1: Rekultivovaný povrchový uhelný důl Seneca v USA (Karo, 2006).

## Literatura

- Amichev B.Y., Galbraith J.M., 2004: A Revised Methodology for Estimation of Forest Soil Carbon from Spatial Soils and Forest Inventory Data Sets. *Environmental Management*. 33, p. 74 – 86
- Anderson J.T., Osbourne J.D., Ward R.L., 2004: Integrating Riparian Restroation to Promote Wildlife Habitat with Natural Stream Channel Design on Mine Land Habitats. *ASMR*, p. 47 – 73
- Angel P.N., Graves D.H., Barton Ch., Warner R.C. Conrad P.W., Sweigard R.J. Agouridis C., 2006: Surface Mine Reforestation Research: Evaluation of Tree Response To Low Compaction Reclamation Techniques. *ASMR*, p. 45 – 58
- Angel P.N, Barton Ch.D., Warner R.C., Agouridis C., Hall S.L., Sweigard R.J., Graves D.H., 2007: Tree Growth and Natural Regeneration on Three Loose-graded Surface Mine Spoil Types in Kentucky: Preliminary Findings. *ASMR*, p. 29 - 42
- Benson S.A., 2002: Reclaiming Wildlife Habitat At The Buckskin Mine. *ASMR*, p. 241 – 258
- Bendfeldt, E.S., Burger J.A., and Daniels W.L., 2001: Quality of amended mine soils after sixteen years. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, p. 1736-1744
- Bowen C.K., Olson R.A., Schuman G.E. Ingram L.J., 2002: Long-term Plant Community Responses To Topsoil Depth on Reclaimed Mined Land. *ASMR*, p. 130 – 140
- Bradshaw, A., 1993: The reconstruction of ecosystems. *J. appl. Ecology*. 20, p. 1-17
- Bradshaw, A., 1997: Restoration of mined lands - using natural processes, *Ecological Eng.* 8, p. 255-269
- Bradshaw A., Hüttl R.F., 2001: Ecology of post-mining landscape. *Restoration Ecology*. 9, p. 339 - 340
- Brenner F.J., 2007: Impact of the Surface mining Control and Reclamation Act on Species of Special Concern in Pennsylvania. *ASMR*, p. 79 - 86
- Buchanan B., Owens M., Mexal J., Ramsey T., Musslewhite B., 2005: Long-term effects of Cover Soil Depth on Plant Community Development for Reclaimed Mined Lands in New Mexico. *ASMR*, p. 115 - 126
- Burger J.A., Mitchem D.O., Zipper C.E., Williams R., 2005: Herbaceous ground cover effects on native hardwoods planted on mined land. *AMSR*, p. 136 – 145
- Clark D.L., Mraz F.J., Thomas D.M., 2003: Reclamation and Bond Release at the Carbon No.2 Mine in New Mexico: A Nationally Recognized Success. *ASMR*, p. 148 – 162
- Dere A.L., Stehouwer R.C, McDonald K.E, 2008: Nutrient Fluxes from Abandoned Mine Soils Reclaimed With Poultry Manure and Paper Mill Sludge. *ASMR*, p. 298 – 315
- Dumitru E., Popescu A., 2002: Reclamation on Land Disturbed by Surface Mining in Romania, *ASMR*, p. 115 - 129
- Dunger W., Voigtländer, 2005: Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma*, 129, p. 32 – 44

- 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., 2001: Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Eng.*, 17, p. 275-284
- Frouz, J., Vankova, H., Sedlackova, M., Kristufek, V., 2003: Using a laboratory culture of *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta) for evaluation of toxicity of spoil material after brown coal mining. *Natura Jutlandica, Occasional papers*, 2, p. 48-53
- Frouz, J., Pizl, V., Tajovsky, K., Balik, V., Stary, J., Lukesova, A., Sourkova, M., 2004: The role of saprophagous macro-fauna on soil formation in reclaimed and non-reclaimed post mining sites in Central Europe. *Int. J. Ecol Envir. Sci.*, 30, p. 257-261
- Frouz, J., Kristufek, V., Bastl, J., Kalcik, J., Vankova, H., 2005: Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). *Water Air and Soil Pollution*, 162, p. 37- 47
- Frouz J., Popperl J., Prikryl I., Štrudl J., 2007: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26 pp
- Frouz J., Pižl V., Cienciala E., Kalčík J., 2009: Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry*, 94, p. 111-121.
- Frouz J., Nováková A., 2005: Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma*, 129, p. 54–64.
- Gorman J., Skousen J.G., King J., 2002: Initial Survival of Commercial Hardwoods on Reclaimed Minesoils in West Virginia, *ASMR*, p. 212 - 225
- Harrington J.T., Loveall M.W., 2006: Evaluating Forest Productivity on Reclaimed Mine Land in The Western United States, *ASMR*, p. 721 - 737
- Holec M., Frouz J., 2005: Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brwn coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*, 49, p. 345 – 357
- Ingram L.J., Stahl P.D., Anderson J.D., 2007: The Influence of Management Practices on Microbial and Total Soil Nitrogen. *ASMR*, p. 334 - 348
- Jones Andy T., Galbraith J. M. and Burger J. A., 2005: Development of a forest site quality classification model for mine soils in the appalachian coalfield region. *ASMR*, p. 523 – 539
- Karo R. A., 2006: Seneca Surface Coal Mines - A40 Year Case Study in Reclamation Techniques – Triumphs and Failures: Two Studies of Shrub Establishment. *ASMR*, p. 922 - 934
- Kasner A.C., Slack R.D., 2002: Use of Reclaimed Mine Land by Disturbance-oriented Avian Species: Implications for Conservation and Management. *ASMR*, p. 438 – 448
- Kovář P., 2008: Ekosystémová a krajinná ekologie. skriptum, 89 pp
- Lukešová A., 2001: Soil Algae in Brown Coal and Lignite Post-Mining Areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Society for Ecological Restoration*, 9, 4: p. 341 – 350
- McGill D.W., Ford V.L., McNeel J.F., 2004: Early Development of a Species Test Established on Surface Mines Thirty Years Post-Reclamation. *ASMR*, p. 1227 – 1238
- McKee G., 2007: Wildlife Mitigation Techniques at Surface Coal Mines in Northeast Wyoming. *ASMR*, p. 425 – 437

- Michels A., Barton Ch., Cushing T., Angel P., Sweigard R., Graves D., 2007: Evaluation of Low Spoil Compaction Techniques for Hardwood Forest Establishment on an Eastern Kentucky Surface Mine. ASMR, p. 492 - 503
- Nawrot J.R., 2004: Coal Tailings Reclamation Practices: Soil Cover Variances – The Ayrshire Alternative. ASMR, p. 1340 – 1361
- Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, p. 262-270
- Patrzalek A., Pozzi M., 2007: Physical and Chemical Properties of Topsoil Used for Biological Restoration of Coal Mine Waste-Based Structures in The Upper Silesian Coal Basin in Poland. ASMR, p. 618 - 627
- Pietrzykowski M., 2008: Macronutrient Accumulation and Relationships in a Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.) Ecosystem on Reclaimed Opencast Lignite Mine Spoil Heaps in Central Poland. ASMR, p. 856 – 877
- Primack, Kindlmann, Jersáková, 2001: Biologické principy ochrany přírody. Portál, 349 pp
- Prokopová M., Cudlín P., 2008: Teoretické základy revitalizace krajiny. Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, 40 pp
- Ramsey T.R., Buchanan B.A., Haen J., 2007: The Impact of Small Mammal Browsing on Vegetation Success on Reclaimed Mine in New Mexico. ASMR, p. 650 - 652
- Rathfon R., Fillmore S., Groninger J., 2005: Status Reforested Mine sites in Southwestern Indiana Reclaimed from 1988 to 1995. ASMR, p. 945 - 962
- Roming D., Munk L., Stein T., 2006: Leaf Area and Root Density Measurements for Use in Cover Performance Evaluations on Semi-arid Reclaimed Mine Lands. ASMR, p. 1694 – 1703
- Seybold C.A., Grossman R.B., Sinclair H.R., McWilliams K.M., Struben G.R., Wade S.I., 2004: Evaluating Soil quality on Reclaimed Coal Mine Soils in Indiana. ASMR, p. 1644 - 1663
- Showalter J.M., Burger J.A., 2006: Growth of Three Appalachian Hardwood Species in Different Mine Spoil Types with and without Topsoil Inoculation. ASMR, p. 1976 - 1999
- Schladweiler B.K., Vance G.F., Legg D.L., Belden S., 2005: Ongoing Evaluation of Effects from Variable Topsoil Depths at a Coal Mine in Northeastern Wyoming. ASMR, p. 1000 - 1014
- Sinclair H.R.jr., Dobos R.R., 2007: Effects of Soil Properties, Climatic Factors, and Landscape Features of Prime Farmland Soils on Vegetative Growth Using Productivity Indices on Reclaimed Coal Surface Mined Soils, ASMR, p. 745 – 770
- Six J., Elliott E.T., Paustian K., 2000: Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*. 32, p. 2099-2103
- Shukla M.K., Lal R., 2005: Variability of Soil Organic Carbon in Two Reclaimed sites in South Eastern Ohio. ASMR, p. 1057– 1067
- Skousen J.: Woody Plants for Revegetation. *Green Lands*, p. 34-37
- Skousen J., Gorman J., Pena-Yewtukhiw E., King J., Stewart J., Emerson P., DeLong C., 2009: Hardwood Tree Survival in Heavy Ground Cover on Reclaimed Land in West Virginia: Mowing and Ripping Effects. *J. Environ.Qual*, 38, p. 1400 – 1409
- Skousen J.G., Johnson C.D., Garbutt K., 1994: Land Reclamation. *J. Environ. Qual.*, 23, p. 1224 - 1230

- Skousen J., Keene T., DeLong C., Pena-Yewtukhiw E., Cook T., 2009: Survival and Growth of Five Chestnut Seed Types on a Mountaintop Surface Mine in West Virginia. ASMR, p. 1276 – 1291
- Skousen J., King J., 2004: Land Reclamation. Reclamation Matters
- Skousen J.G., Ziemkiewicz P. and Venable C., 2006. Tree recruitment and growth on 20-year-old unclaimed surface mined lands in West Virginia. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 20, p. 142 – 154
- Šourková M., Frouz J., Šantrůčková H., 2005: Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). Geoderma, 124, p. 203 – 214
- Vogel W.G., 1987: A Manual for Training Reclamation Inspectors in Fundamentals of Soils and Revegetation. USDA-Northern Forest Experimental Station, Produced for OSM.
- Vories K.C., 2008: A Comparison of Coal Mining and Indiana Bat Population Trend. ASMR, p. 1367 - 1388
- Wade G.L., Thompson R.L., 2002: Flora of the Fonde Surface Mine Demonstration Area, Bell County, Kentucky, ASMR, p. 674 – 701
- Wali M.K., 1999: Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. Plant and Soil. 213, p. 195 - 220
- Watkins F.A., 2002: North American Bats and Mines Project: A Cooperative Interagency Approach to Bat Conservation Through Mine Land Reclamation. ASMR, p. 429 - 437
- Waygood Ch., Palmer M., Schwab R., 2006. Case study on the remediation of the defunct coal mine Arbor colliery, in Mpumalanga South Africa. ASMR, p. 2281 – 2288
- Wick A.F., Stahl P.D., Rana S., Ingram L.J., 2007: Recovery of Reclaimed Soil Structure and Function in Relation to Plant Community Composition. ASMR, p. 941 - 957
- Winterhalder K., 2004: The Relative Merits of Native Transplant Plugs and Topsoil Islands in the Enhancement of Understory Biodiversity on Reclaimed Minelands. ASMR, p. 2042 - 2060
- Yang J.E., Kim H.J., Choi J.Y, Kim J.P., Shim Y.S., An J.M., Skousen J.G, 2004: Reclamation of Abandoned Coal Mine Wastes Using Lime Cake Byproducts in Korea. ASMR, p. 2067 - 2078
- Zelevnik J.D. and Skousen J.G., 1996. Survival of three tree species on old reclaimed surface mines in Ohio. J. Environ. Qual., 25, p. 1429 – 1435
- Zipper C.E., Burger J.A., McGrath J.M., Amichev B., 2007: Carbon Accumulation Potentials of Post-SMCRA Coal-Mined Lands. ASMR, pp 962 – 980
- <http://michal-duda.euweb.cz/EKL1uctext-dil4sukcese.pdf>
- <http://lfskripta.webpark.cz/eko/eko9.htm>
- [www.geofond.cz](http://www.geofond.cz)