

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Přírodovědecká fakulta**

**Kolonizace opuštěných lomů v Českém krasu  
vybranými cílovými druhy rostlin z okolí**

Bakalářská práce

Vypracoval: Aleš Zahradka

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

České Budějovice 2019

Zahradka, A., 2019: Kolonizace opuštěných lomů v Českém krasu vybranými cílovými druhy rostlin z okolí. [Colonization of abandoned quarries in the Bohemian Karst by target species from the surroundings., Bc. Thesis, in Czech.] – 32 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

## **Anotace**

Tato práce shrnuje přehled poznatků o významu kamenolomů v krajině. Součástí této práce je návrh projektu zaměřeného na zjištění výskytu vybraných cílových druhů rostlin v okolí opuštěných vápencových lomů v Českém krasu.

## **Annotation**

This bachelor thesis summarises knowledge of value of quarries in the landscape. The thesis includes a project proposal focused on study an occurrence of target species in the surroundings of abandoned limestone quarries in the Bohemian Karst.

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce.

Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 17. dubna 2019

.....  
Aleš Zahradka

## **Poděkování**

Moc rád bych poděkoval svému školiteli Prof. RNDr. Karlu Prachovi, CSc. za trpělivé vedení práce, cenné rady a připomínky a také velkou ochotu. Poděkování též patří ostatním členům pracovní skupiny Ekologie obnovy na PřF JU. Děkuji též své rodině, mé snoubence a všem mým blízkým za dlouhodobou podporu během celého studia.

## Obsah

1	Úvod.....	1
2	Literární přehled .....	3
2.1	Těžebny a jejich postavení v krajině.....	3
2.1.1	Výskyt těžeben ve světě a v České republice .....	4
2.2	Sukcese.....	4
2.2.1	Sukcese vegetace v těžebnách .....	6
2.3	Kamenolomy jako náhradní biotopy.....	7
2.4	Vliv okolí na vegetaci v kamenolomech.....	8
2.5	Způsoby šíření a uchycení druhů v lomech.....	10
2.6	Invazní a expanzivní druhy rostlin v kamenolomech .....	11
2.7	Ekologie obnovy a ekologická obnova .....	12
2.7.1	Ekologická obnova v těžebnách .....	13
3	Projekt.....	14
4	Závěr .....	25
5	Použitá literatura .....	26

# 1 Úvod

Mezi významné těžební prostory patří bezesporu kamenolomy, které jsou v naší krajině hojně zastoupeny po téměř celém území. Potřeba nerostných surovin provázela člověka odpradáva, avšak přístupy k jejich získávání se velmi lišily od toho, jak je známe dnes. Člověk zprvu využíval snadno dostupných zdrojů, suroviny se nejprve získávaly technicky nenáročným způsobem, převládala ruční práce (sběr a lámání kamene) a jednoduché nástroje. S příchodem průmyslové revoluce v 18. století se poptávka po nerostných surovinách výrazně zvýšila, aby mohla pokrýt stále zvětšující se potřeby rozvíjející se společnosti. Začalo se tak využívat důmyslnějších způsobů těžby k získání potřebného množství kýžených surovin. Těžba zprvu probíhala na snadno přístupných místech v malých kamenolomech, které nejpozději za pár desetiletí po opuštění splynuly s okolím (Tropek et al. 2015). Následný rozmach průmyslu v 19. století a první polovině 20. století znamenal změnu technologií a též zintenzivnění těžby do podoby, kterou známe dnes. Vznikly tak rozsáhlé těžební prostory - velkolomy členěné do několika etází, často s rozsáhlými deponiemi, které v krajině působí cizorodým dojmem (Davis 1982). Těžba zásadně změnila ráz krajiny a často se těžařské společnosti dostaly do sporu se zájmy ochrany přírody. Otvírání nových a velkých těžebních prostor vyústilo ve vznik Horního zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství. Součástí tohoto zákona je i povinnost těžařských společností provést po ukončení těžby sanaci a rekultivaci těžebny. Často se tak v těžebnách praktikovala a praktikuje tzv. technická rekultivace. Ukazuje se však, že technické rekultivace jsou nejen finančně náročné, ale dokonce snižují ochranný potenciál těžeben (Tropek et al. 2010).

Z výše uvedeného je patrné, že lomy představují součást krajiny, na kterou značnou měrou působí. Na kamenolomy se však nelze dívat jen jako na jizvy v krajině, které jsou z hlediska ochrany přírody nežádoucí. Prach et al. (1999) uvádí, že lomy se v krajině nedají považovat za pozitivní či negativní, ale že jde o skóre hodnot a ztrát. Mnohé vědecké práce poukazují na to, že problematika těžby je méně jednostranná a nabízí větší prostor pro hledání společného kompromisu mezi těžaři a ochránci přírody. Mezi pozitivní faktory patří například vysoká geologická hodnota lomů. Při těžbě často dochází k tvorbě nových geologických odkryvů, z nichž se mnohé staly významnými lokalitami pro studium horninového prostředí, často též zvláště chráněnými územími. Jmenujme např. proslulou

Panskou skálu (národní přírodní památka) u Kamenického Šenova, Zlatý vrch (národní přírodní památka) u České Kamenice či lom Kobyla v Českém krasu (přírodní rezervace). Lomařská činnost tak umožnila vědcům nahlédnout do značných hloubek, zkoumat pohyby bloků podél zlomů a geologický vývoj území díky odkrytým profilům (Tropek et al. 2015). Zajisté mezi nejznámější a nejvýznamnější odkryv díky těžbě vápence v oblasti CHKO Český kras patří objev Koněpruských jeskyní v roce 1950, které jsou největším známým jeskynním systémem na území Čech a významným paleontologickým nalezištěm ([www.jeskyne.cesky-kras.cz](http://www.jeskyne.cesky-kras.cz), 1. 9. 2017). Lomy také mohou sloužit jako místa dokumentující určitý styl těžby či v případě zatopených lomů posloužit k rekreaci (Prach et al. 1999). Někdy bývají opuštěné lomy oblíbeným místem horolezců, tím nejznámějším je lom Alkazar v Českém krasu, kde v roce 2011 vznikl 1. oficiální lezecký park na našem území ([www.itras.cz/vapencovy-lom-alkazar](http://www.itras.cz/vapencovy-lom-alkazar), 1. 9. 2017).

Opuštěné lomy jsou také významné a důležité pro studium sukcesí pochodů, jejichž znalost je stěžejní pro následnou péči o tato biologicky zajímavá území.

Jedním z cílů této práce je vypracování literární rešerše a shrnutí dosavadních poznatků o významu těžeben v krajině, konkrétně opuštěných lomů. Dalším cílem je návrh projektu, který umožní zjistit, jaké cílové druhy se usazují ve vybraných kamenolomech, a jak dalece závisí na jejich výskytu v okolí těchto těžeben.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Těžebny a jejich postavení v krajině

Těžba nerostných surovin představuje značný zásah do struktury krajiny. Následné pozůstatky po těžbě nerostných surovin jsou tak její běžnou součástí. Často jde o přímé zničení stávajících ekosystémů (Prach et al. 2009). Při těžbě dochází ke změně reliéfu krajiny (Ložek 1980) a k působení mnoha negativních vlivů. Cílek et Ložek (1992) uvádějí např. tvorbu nepřirozených antropogenních tvarů, včetně odvalů, které působí cizorodým dojmem. Dále zmiňují změnu mikroklimatu, vodního a půdního režimu, někdy také zničení výjimečných skalních útvarů a vzácných krasových jevů v případě některých lomů. Výjimkou nebylo ani zničení cenných archeologických nalezišť či hradních zřícenin. Při těžbě dochází k velkému záboru půdy a odstranění vegetace, v přírodovědně cenných lokalitách může dojít k destrukci významných druhových společenstev (Cílek et Ložek 1992). Samotnou těžbu doprovází řada vedlejších negativních faktorů, kterými jsou např. hluk, prašnost či imise a otřesy. K zpracovatelským provozům neodmyslitelně patří výstavba doprovodných objektů a komunikací, s tím spojená doprava materiálu a zvýšený provoz v okolí dobývacích prostorů. V případě uranových rud nelze opomenout ani kontaminaci území (u nás Stráž pod Ralskem) způsobenou hydrochemickou těžbou uranu (Ekert et Mužák 2010).

Přes všechny tyto průvodní jevy se však nelze dívat na těžební prostory jen negativně. Tradiční jednostranný pohled na tato místa jako na jizvy v krajině či jako na měsíční krajinu se rychle mění. Mnohé vědecké studie dokládají, že těžba nerostných surovin nemusí znamenat jen devastaci krajiny, ale též šanci pro přírodu díky vzniku nových stanovišť v kulturní krajině (např. Hodačová et Prach 2003, Novák et Prach 2003, Tropek et al. 2010). Pokud těžbou vznikají cennější stanoviště, než původní, lze hovořit o pozitivním aspektu těžby. Výše uvedené studie dále uvádí, že ve srovnání s běžnou zemědělskou krajinou se těžební krajiny mnohdy vyznačují pestřejší krajinnou strukturou a vyšší biodiverzitou. Pro plné využití potenciálu těžebních prostor je však potřeba zvolit vhodný způsob obnovy těchto území (Tropek et Prach 2012).



### 2.1.1 Výskyt těžeben ve světě a v České republice

Těžba nerostných surovin neodmyslitelně patří mezi tradiční průmyslová odvětví nejen ve světě, ale i v České republice. Dle Státní báňské správy České republiky se na našem území nachází 973 dobývacích prostorů o celkové rozloze 1235 km<sup>2</sup>, což představuje cca 1,6 % rozlohy ČR ([www.cbusbs.cz/index.php/dobывaci-prostory](http://www.cbusbs.cz/index.php/dobывaci-prostory), 1. 9. 2017). Největší podíl na celkové těžbě má hnědé uhlí, kámen a štěrkopísek (Starý et al. 2016). Walker (1999) udává, že celosvětově bylo těžbou ovlivněno zhruba 1 % souše, celkem tedy cca 1,5 mil. km<sup>2</sup>. Rozlohou a významem se tedy jedná o plochy, které při jejich pozdější obnově nelze opomíjet.

Těžba se na území ČR nevyhýbá ani velkoplošně chráněným územím. Nejvíce zatížené těžbou jsou CHKO Český kras, CHKO Blanský les, CHKO Třeboňsko a CHKO České středohoří (Chuman 2015). Na druhé straně je pozoruhodné, že 16 % chráněných území ve středních Čechách se nachází v bývalých těžebních prostorech, v Praze je to dokonce třetina (Prach 2009). V rámci celého území ČR pak Chuman (2015) udává 197 maloplošných zvláště chráněných území, u kterých se podařilo dohledat, že byly vyhlášeny na místech bývalé těžby. Nejčastěji se jedná o kamenolomy, pískovny, uhelné lomy a doly (Chuman 2015). Těžební prostory tak hrají důležitou roli v ochraně přírody na našem území.

#### **Kamenolomy**

Rozmach těžby kamene s sebou nesl otevírání nových ložisek a větší tlak na krajinu. Kamenolomy se na našem území rozprostírají víceméně rovnoměrně, nejčastěji těženou horninou je čedič, znělec, trachyt, granulit, pískovec a samozřejmě též vápenec (Starý et al. 2016). Těžebny vápence se logicky soustřeďují do několika hlavních oblastí s většími přírodními ložisky. Jedná se především o Český kras, Moravský kras, Sušicko, Železné hory, Pálavu. V roce 2015 bylo v České republice vytěženo přes 41 mil. tun dekoračního a stavebního kamene, a to v 265 aktivních těžebnách (Starý et al. 2016). Vápenec se za tento rok vytěžilo přes 10 mil. tun v 22 lomech (Starý et al. 2016).

## 2.2 Sukcese

Nejen v ekologické obnově se často využívá přírodního procesu, který se nazývá spontánní sukcese. Sukcesi lze definovat mnoha způsoby, kupříkladu Begon et al. (1997) sukcesí

popisují jako „nesezónní, směřovaný a kontinuální proces kolonizace a zániku populací jednotlivých druhů na určitém místě“. Dle Pracha (2006) se jedná o proces, kdy dochází k nahrazování druhů nebo celých společenstev jinými. Jde o dlouhodobou a neperiodickou změnu, která na daném stanovišti probíhá určitým směrem (Prach 2006). Podstata sukcese spočívá v interakci tří hlavních skupin faktorů: stanovištních podmínek, druhových charakteristik (*species traits*) a druhů, které jsou v okolí k dispozici (*species pool*) (Walker et del Moral 2003). Sukcese je nejčastěji zkoumána na rostlinných společenstvech, neboť vegetace je významným indikátorem prostředí a je většinou nejsnadněji studovatelná (Walker et del Moral 2003).

Clements (1916), Odum (1977) či Glenn-Lewin et al. (1992) uvádějí, že sukcese probíhá do stabilizovaného finálního stadia (tzv. klimaxu), které se poté už nemění. Tento názor o vzniku stabilního společenstva však byl postupem času zpochybňován. Zásadní vliv na sukcesi mají totiž disturbance, které ovlivňují dynamiku celého ekosystému a celkové změny prostředí jak vnitřní (autogenní), tak vnější (alogenní) včetně globálních změn, jako je klimatická změna (White 1979, Walker et del Moral 2003). Disturbance vrací sukcesi zpět, což obohacuje krajinu o pestré mozaiky různě starých sukcesních stádií (Walker et del Moral 2003).

Sukcesi lze dělit na primární a sekundární. Primární sukcese probíhá na nově vytvořených substrátech, vývoj vegetace tedy může probíhat od počátku, a to na místech, která nejsou pokryta vegetačním krytem a půdou, a jsou bez přítomnosti diaspor. Jedná se o vývoj ekosystému po velkých disturbancích, které odstranily většinu známek biologické aktivity (Walker et del Moral 2003). Vhodným příkladem je sukcese na lávových polích, které jsou vděčným prostorem pro studium tohoto procesu (např. Kitayama et al. 1995). Mezi další disturbance lze řadit též zemětřesení, záplavy, sesuvy půdy či těžbu (Glenn-Lewin 1992).

Při sukcesi sekundární jsou již diaspory v substrátu přítomny v semenné bance (Clements 1916). Jako příklad sekundární sukcese lze uvést opuštěné pole (Kludisová et Osbornová 1990, Jírová et al. 2012).

Někdy potřebujeme sukcesi usměrnit či dokonce blokovat. V těch případech, kdy chceme, aby sukcese probíhala žadaným směrem, se někdy užívá tzv. řízené nebo asistované, či usměrněné sukcese. Zásahy představují např. odstraňování nežádoucích invazních druhů rostlin či vysévání druhů žadoucích (cílových). Tyto postupy byly v praxi úspěšně použity

např. při rekultivaci Růženina lomu v Hádech u Brna (Tichý 2006). Obnova řízenou sukcesí prokazatelně zvýšila biodiverzitu a zvýšila výskyt ohrožených druhů rostlin (Tichý 2006). Sukcesi je rovněž žádoucí brzdit nebo i vracet zpět tam, kde chceme udržet mladá sukcesní stádia, která mohou hostit některé vzácné a ohrožené heliofilní druhy (Řehouňková et al. 2016).

### **2.2.1 Sukcese vegetace v těžebnách**

Sukcesí vegetace v různých typech těžeben se zabývala celá řada studií. Shrnující studii provedli Prach et al. (2013), ve které porovnávali spontánní sukcesí v kamenolomech, výsypkách po těžbě hnědého uhlí, těžených rašeliništích, pískovnách a šterkopískovnách. Diferenciace vegetace byla určována zvláště makroklimatickými podmínkami. Ve většině případů sukcese směřovala k lesním společenstvům, které se ustálily přibližně po 20 letech (Prach et al. 2013). Na druhou stranu, velmi suchá nebo silně podmáčená místa zarůstala pomalu či vedla k otevřeným stanovištím. Raně sukcesní stádia zase byla charakteristická dominancí ruderalních druhů (Prach et al. 2013).

#### **Kamenolomy**

Opuštěné kamenolomy se řadí mezi vděčné a vyhledávané lokality pro studium sukcesních pochodů. Velkému zájmu vědců se těší především lomy v ochránářsky cenných oblastech termofytika. Na našem území se jedná především o vápencové lomy v Českém krasu, Moravském krasu, dále o čedičové a znělcové lomy v Českém středohoří. Sukcesí vegetace ve vápencových lomech v Českém krasu se zabývali Sádlo (1983), Prach et al. (1999, 2015), Karešová (2007), Tropek et al. (2010), Bartošová (2014), v Moravském krasu Beneš et al. (2003), Tichý (2006), v lomech v Českém středohoří Novák et Prach (2003), Novák (2006), Novák et Konvička (2006). Sukcese vegetace byla studována i v chladnějších oblastech, např. v granulitových lomech v Blanském lese a Českomoravské vrchovině (Chuman 2006, Trnková et al. 2010).

Díky těžbě a tvorbě nových stanovišť lze sukcesí sledovat od jejího počátku. Mimo strmých stěn začíná sukcese cévnatých rostlin ihned po vzniku habitatu (Novák et Prach 2003). Iniciální stádium (do 5 let) je charakterizováno jednoletými pionýrskými druhy. V počátečních stádiích sukcese se můžeme v lomech setkat s druhy jako *Microrrhinum minus*, *Arenaria serpyllifolia*, *Tripleurospermum inodorum*, *Erysimum crepidifolium*, *Sedum album*, *Crepis foetida* (Novák et Prach 2003, Novák et Konvička 2006). Pro

následující stádium je charakteristická expanze trvalých travin a hemikryptofytů (do 10 let) v čele s dominantním *Arrhenatherum elatius*, dále s druhy jako *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Dactylis glomerata*, *Lotus corniculatus*, *Hypericum perforatum*. Na nestabilních sutích jsou běžné druhy *Euphorbia cyparissias*, *Melica transsilvanica* či *Sanguisorba minor* (Novák et Prach 2003). Po tomto stádiu následuje rozvoj křovin a stromů (cca 25 let), pro teplé oblasti jsou typické expandující dřeviny jako *Rosa canina*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus* sp. Během nejstaršího sukcesního stádia (40 a více let) dochází k vývoji souvislého stromového patra s běžnými dřevinami jako *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Fraxinus excelsior*.

### **2.3 Kamenolomy jako náhradní biotopy**

Kamenolomy reprezentují místa s nezanedbatelným potenciálem pro ochranu přírody. Svoji přítomností mohou přispět k větší heterogenitě krajiny obohacením o mozaiku vzácnějších biotopů (např. Davis 1979, Tropek et al. 2010). Například lom Velká Amerika v Českém krasu vznikl v jinak fádni agrární krajině, lze ho tedy z dnešního hlediska považovat za přínos (Prach et al. 1999). Za další pozitivum lomové těžby lze pokládat tvorbu náhradních stanovišť lesostepních a skalních ekosystémů. Díky svým specifickým abiotickým podmínkám lze hovořit o celkovém zvýšení diverzity krajiny a druhových společenstev (Cílek et Ložek 1992). Již Ranson et Doody (1982), Davis et al. (1985), Wheeler et Cullen (1997) či u nás Ložek (1980) a Sádlo (1983) hovoří o lomech jako o významných místech biologické diverzity. Lomy s pestrou mozaikou skalních výchozů, plošin a suťových svahů tak spolu s přirozenými přírodními procesy představují pro ohrožené druhy jedinečný a vzácný biotop, který z agrární krajiny rychle mizí. To také dokazují ve své práci např. Novák et Prach (2003), kteří se zabývali sukcesí vegetace v lomech v Českém středohoří.

Lomy na vápencovém podkladu nahrazují přirozená stanoviště vápencových skal a svahů se skalními terasami, stěnami a sutěmi, na které je vázána řada vzácných taxonů rostlin a živočichů (Tichý et Sádlo 2001). Často se jedná o druhy xerothermního a skalního bezlesí, které jsou ochránářsky velmi cenné a atraktivní.

Tropek et Konvička (2008), Tropek et al. (2012) potvrzují, že se kamenolomy mohou stát významnými lokalitami pro mnohé druhy vodních i terestrických bezobratlých. Beneš et

al. (2003) uvádí lomy jako cenná stanoviště řady vzácných druhů denních motýlů, které z intenzivně zemědělsky obhospodařované krajiny vymizely. Potvrdili tak, že diverzita a velikost populací v lomech daleko předčí situaci v okolní krajině (Beneš et al. 2003). Výzkum s bezobratlými ve vápencových lomech prováděl již dříve Davis et Jones (1978). Lomy nejsou cenné jen pro teplomilné a suchomilné stepní druhy. Tůňe a mokřady na dnech zaplavovaných lomů mohou hostit řadu mokřadních rostlin a obojživelníků, jako jsou např. čolek velký, kuňka obecná či ropucha krátkonohá (Tropek et al. 2015).

Velké množství lomů se stalo předmětem ochrany přírody a je nutné o ně uvážlivě pečovat. Na ochránářský potenciál vápencových lomů na příkladu přírodě blízké obnovy Růženina lomu poukazuje Tichý (2006).

## **2.4 Vliv okolí na vegetaci v kamenolomech**

Zásadní roli v průběhu sukcese v těžebních hraje charakter sousedících stanovišť, vegetace přítomná v okolí a její schopnost šířit se na nová stanoviště. Mnohé studie dokládají, že směr sukcese je odvislý od typu vegetace v nejbližším okolí těžebny (Poschlod et al. 1996, Novák et Prach 2003, Novák et Konvička 2006, Řehouňková et Prach 2008). Některé druhy však mohou pocházet i z mnohem větších vzdáleností (Kirmer et al. 2008).

Ve shrnující práci Prach et al. (2015) zkoumali vliv okolí (100 m a 1 km) různých typů těžeben v České republice na směr spontánní sukcese. V případě analýzy vybraných 27 vápencových lomů zjistili větší druhovou podobnost mezi vnitřkem a okolím konkrétního lomu, než mezi lomy samotnými, což též značí, že různá sukcesní stádia v těžebních jsou významně ovlivněna jejich okolím (Prach et al. 2015).

Novák et Konvička (2006) na příkladu lomů v Českém středohoří uvádějí, že ochránářsky cenné a hodnotné biotopy se mohou vytvořit v lomech situovaných méně než 100 m od okolních xerothermních trávníků. Nejsilněji se vliv okolní xerothermní vegetace na průběh sukcese projevil do vzdálenosti 30 m od vegetace v lomu (Novák 2006). Vybráním lomů jako modelového systému tak demonstrovali roli okolního *species pool* na směr primární sukcese (Novák et Prach 2003, Novák et Konvička 2006). V iniciálních sukcesních stádiích (1-3 roky) nebyly rozdíly ve vegetaci mezi lomy nikterak velké. Nicméně, s větším sukcesním stářím rostly rozdíly mezi lomy s a bez xerothermních trávníků v okolí (Novák et Prach 2003). Dále je třeba podotknout, že díky postupnému snižování pastvy a

dalšího tradičního hospodaření za posledních 50 let ubylo přirozených xerothermních stanovišť v okolí lomu (Novák 2006). Lze tak soudit, že stepní druhy pozdějších sukcesních stádií se uplatní v menší míře, než tomu bylo doposud (Novák 2006). Sukcese v čedičových lomech českého termofytika tak rychleji směřuje k vegetaci zapojeného lesa (Novák 2006).

V kyselých lomech na Českomoravské vrchovině se též prokázal klíčový vliv okolí (100 m) na složení rostlinných společenstev lomech (Trnková et al. 2010). 75% cílových lesních druhů v okolí úspěšně kolonizovalo vybrané lomy. Cílové druhy travinných společenstev byly v kolonizaci lomů úspěšné až z 90%, nejméně úspěšnou skupinou pak byly mokřadní druhy, které se však na lokality dostávaly ze vzdálenosti větší než 100 m (Trnková et al. 2010).

## **2.5 Způsoby šíření a uchycení druhů v lomech**

### **2.5 Způsoby šíření a uchycení druhů v lomech**

Jak již bylo zmíněno v předchozí kapitole, proces kolonizace těžeben je (mimo jiné) závislý na rozšíření druhů v jejich okolí. Důležitý faktor pro výskyt druhů v lomech je jejich životní strategie, zvláště způsob šíření semen a odolnost vůči stresovým podmínkám (Whittaker et al. 1989). Mezi nejvýznamnější činitele při přenosu propagulí patří vítr. To mluvíme o anemochorii. Dále je to přenos pomocí živočichů (zoochorie) a vody (hydrochorie). Na krátké vzdálenosti se též u některých druhů rostlin může uplatnit samošíření (autochorie).

#### **2.5.1 Šíření semen větrem**

Anemochorie patří mezi nejběžnější a nejdůležitější způsoby pasivní disperze propagulí, zvláště na větší vzdálenosti (Kirmer et al. 2008). Výhodou je snazší rozptyl malých a lehkých semen, a dále semen, které mají adaptaci na tento způsob šíření (např. chmýr či blanitá křídla), která jim usnadňují let (Burrows 1986). Vliv na šíření semen nemá jen jejich velikost a tvar, ale podstatná je také rychlost a směr větru a výška, ze které semena padají (van der Pijl 1982). Neméně důležitý faktor pro uchycení semen je i charakter krajiny s migračními bariérami a též hrubost substrátu. Kamenolomy mohou poskytnout různou heterogenitu povrchu s členitými odvaly a sutěmi. Malá a lehká semena tak mohou kolonizovat pionýrská stanoviště, jaká najdeme např. právě v lomech (Jefferson et Usher 1989). Výhodou anemochorie je i efektivnější šíření populací druhů, které se v krajině vyskytují rozptýleně. Nevýhodou anemochorie je složitější uchycení semen v substrátu díky poponášení větrem. Malá a lehká semena jsou také méně odolná vůči extrémním podmínkám na stanovištích (Fenner et Thompson (2005).

#### **2.5.2 Šíření semen živočichy**

Dalším významným způsobem šíření semen je zoochorie neboli šíření pomocí živočichů. Největší skupinou přenašečů jsou ptáci a savci (Fenner et Thompson 2005). Zoochorii lze rozdělit na epizoochorii, tj. šíření na povrchu živočichů, a dále na endozoochorii, kdy semeno prochází trávicím traktem živočicha. Epizoochorii ovlivňuje několik zásadních faktorů, především způsob uchycení na zvířeti a velikost zvířete, stejně jako u jiných

způsobů šíření semen také jeho velikost a tvar, a dále vzdálenost, kam bude semeno přeneseno (Sorensen 1986). Při endozoochorii může dojít při požití živočichem k poškození semena, na druhou stranu, pokud semeno není porušené, je obvykle větší pravděpodobnost jeho vyklíčení díky trusu, které mu poskytuje živiny.

Zajímavou formou zoochorie je myrmekochorie, tj. přenášení semen mravenci. Jedná se o příklad mutualismu, kdy rostlina získává benefit v podobě šíření semen a mravenci jsou odměněni potravou (elaiom semen). Fenner et Thompson (2005) uvádí, že myrmekochorie se vyskytuje až u 80 čeledí rostlin, větší roli hraje zvláště v temperátních lesech Severní Ameriky, dále také v suchých keřovitých společenstvech v Austrálii a Jižní Africe (Fenner et Thompson 2005). V našich podmínkách nehraje myrmekochorie významnější roli. Semena jsou navíc přenášena jen na velmi krátké vzdálenosti, Gómez et Espadaler (1998) uvádí celosvětový průměr jen 0.96 m.

### **2.5.3 Ostatní způsoby šíření semen**

Mezi další způsoby šíření semen zahrnujeme hydrochorii a autochorii (zvláště balochorii – tj. vymršťování semen díky změně turgoru). Stejně jako pro myrmekochorii je společný znak krátká vzdálenost přenosu (Gómez et Espadaler 1998). Relativně velká skupina druhů využívá kombinaci obou forem šíření, aby tak zvýšila šance na rozšíření se na větší vzdálenosti (Stamp et Lucas 1983).

Nelze opomenout ani šíření semen člověkem (antropochorie). Tímto způsobem lze snadno a nevědomky rozšiřovat i nepůvodní a invazní druhy rostlin, které poté (nejen) v těžebnách brání v sukcesi požadovaným směrem.

## **2.6 Invazní a expanzivní druhy rostlin v kamenolomech**

Při studiu sukcese a následné obnově těžebních prostor je třeba dbát na sledování zapojení invazních a expanzivních druhů rostlin, které mají významný dopad na vývoj přirozených společenstev v těžebnách. V případě zjištění výskytu těchto nepůvodních druhů v okolí těžeben je žádoucí tyto druhy aktivně potlačovat, neboť hrozí velké riziko jejich uchycení na nově vzniklých stanovištích (Tropek et al. 2015). Tropek et al. (2015) dále připomínají, že tyto zásahy je nutné provádět, ať už se jedná o technickou rekultivaci nebo o využití spontánní sukcese při obnově.



Suchá a teplá stanoviště poskytují ideální podmínky pro invazní trnovník akát (*Robinia pseudacacia*), na kterých někdy může vytvořit i monocenózy (Řehouňková 2006). Zvláště akát představuje pro tato stanoviště hrozbu, pokud se vyskytuje v okolí narušeného místa (Prach 2009).

Dále se v těžebnách a jejich okolí můžeme setkat s běžně rozšířenými nepůvodními dřevinami, jako jsou např. borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) či dub červený (*Quercus rubra*). Pozornost je třeba věnovat i rozšíření borovice černé (*Pinus nigra*), která představuje nebezpečí pro stepní lokality, kde se snadno šíří a kde dokáže zastínit vzácné světlo milné druhy. S tímto jevem se lze setkat i v CHKO Český kras, kde byla borovice černá v minulosti vysazována, a šířila se zvláště na odkryté lomové stěny a světlo milné trávníky. Dnes již však managementové zásahy vedou k potlačení tohoto nepůvodního druhu (AOPK ČR 2010).

AOPK ČR (2010) dále uvádí jako ochranný problém i masivně se rozšiřující se druhy, označované jako expanzivní. Jedná se zvláště o jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a třtinu křovištní (*Calamagrostis epigejos*), které ve velké míře potlačují přírodní společenstva či ohrožené druhy. Právě třtina křovištní patří mezi nejběžnější, nejúpornější expanzivní druhy.

Právě boj s nežádoucími druhy v těžebnách a jejich okolí je běžnou a důležitou součástí praktické ekologické obnovy (*ecological restoration*), která vychází z vědeckých poznatků ekologie obnovy (*restoration ecology*) (Prach 2015).

## **2.7 Ekologie obnovy a ekologická obnova**

Ekologie obnovy (*restoration ecology*) je poměrně mladá vědecká disciplína, která se zabývá praktickou ekologickou obnovou (*ecological restoration*), přičemž využívá znalosti ekologie pro následnou obnovu narušených ekosystémů. Society for Ecological Restoration (SER 2002) definuje ekologii obnovy jako „proces asistující při obnově ekosystému, jenž byl degradován, poškozen, nebo zničen“. Vyvíjet se začala zhruba od 80. let 20. stol., avšak snahy o obnovu poničených ekosystémů lze sledovat již dříve. Za první praktickou ekologickou obnovu je považována obnova prairie v univerzitním arboretu v americkém Wisconsinu Aldo Leopoldem ve 30. letech 20. stol. (Spieles 2010). Např. Cairns et Heckman (1996) uvádí ekologii obnovy jako samostatný vědní obor. Dle Younga

(2000) ekologie obnovy představuje dlouhodobý výhled konzervační biologie, neboť se vzájemně doplňují.

Hobbs et Norton (1996) předkládají koncepční rámec pro ekologii obnovy, který představuje obnovu jako kontinuum zlepšování stavu systému bez ohledu na stupeň degradace. Hobbs et Norton (1996) dále popisují hlavní procesy, které je třeba při studiu obnovy chápat. Jedná se např. o zjištění příčin degradace daného ekosystému, a reálnou schopnost odstranit nebo omezit jejich působení. Při projektu obnovy je poté zásadní stanovit reálné cíle obnovy a navrhnout snadno měřitelné parametry dokumentující proces obnovy. Žádný projekt se neobejde bez návrhu konkrétních zásahů a jejich začlenění do praktické realizace projektu obnovy. Dále zmiňují též socioekonomické a kulturní aspekty, které mohou bránit ve vytvoření dosažitelných cílů obnovy (Hobbs et Norton 1996). Souhrnně lze definovat obecné cíle a důvody obnovy (Hobbs et Norton 1996): obnovit silně degradovaná, až zcela zničená stanoviště (např. po těžbě), zlepšit produkční schopnost degradovaných produkčních území, zvýšit přírodní hodnotu chráněných území, zvýšit přírodní hodnotu produkčních území.

### **2.7.1 Ekologická obnova v těžebnách**

Existuje mnoho oblastí, kde lze uplatnit ekologickou obnovu. Mezi ně patří i těžbou narušená místa a jiná postindustriální stanoviště.

Při obnově těžbou narušených míst můžeme využít přírodě blízkou obnovu, jejíž součástí je spontánní sukcese, případně řízená sukcese (při cíleném a žádoucím usměrňování procesu sukcese).

### **3 Projekt**

**Název projektu:** Kolonizace opuštěných lomů v Českém krasu vybranými cílovými druhy rostlin z okolí

#### **3.1 Cíl projektu**

Cílem navrhovaného projektu je:

- Zjistit, do jaké míry působí lomy v Českém krasu jako refugia cenných a ohrožených druhů.
- Zjistit, jak dalece záleží na výskytu vybraných druhů xerothermního bezlesí v lomech na jejich výskytu v okolní krajině.

#### **3.2 Hypotézy**

- Existuje silná závislost výskytu rostlinných druhů v lomech na jejich přítomnosti v okolí.
- Jako rozhodující se ukazuje vzdálenost do 100 m.
- Počet cílových druhů v lomu klesá s jeho izolovaností od xerothermního bezlesí.

#### **3.3 Návrh projektu**

Projekt navrhuje zjištění výskytu vybraných cílových druhů v opuštěných lomech v Českém krasu a v jejich bližším a širším okolí. Bude tak učiněno pomocí dat z terénního průzkumu území a s využitím Nálezové databáze AOPK ČR. Získaná data budou posléze zpracována příslušnými statistickými metodami.

#### **3.4 Charakteristika oblasti**

##### **Geografie**

Chráněná krajinná oblast Český kras byla vyhlášena v roce 1972 na ploše 128 km<sup>2</sup>. Nadmořská výška v území se pohybuje v rozmezí mezi 199 m (hladina Berounky u Hlásné Třebaně) až 499 m (Bacín u Vinařic) (Správa CHKO Český kras 2008). Jedná se o přírodovědně velmi cenné území, o čemž svědčí fakt, že zde najdeme celkem 19

maloplošných zvláště chráněných území, která představují cca 20% území CHKO (Správa CHKO Český kras 2008).

### **Geologie**

Geologický podklad Českého krasu tvoří součást střeďočekské pánve Barrandienu, která je tvořená metamorfovaným proterozoikem a paleozoikem (Chlupáč 1974). Plošně jsou zde nejvíce zastoupeny vápence a břidlice silurského a devonského stáří. Významným fenoménem vázaným na vápence jsou četné formy krasového reliéfu (Němec et Ložek 1996). Krasové procesy ovlivňovala existence velké řeky v období třetihor (<http://ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geologie/>).

### **Pedologie**

Půdní poměry jsou v této oblasti pestré. Jedná se o území s hnědozemním půdotvorným procesem. Silný je též vliv matečné horniny. Navápených vznikají jednak rendziny nebo vápnité hnědozemě, vyskytují se i zbytky fosilních půd vzniklých v tropickém třetihorním podnebí – terra rosa. Na říčních terasách jsou podzoly a na kyselých horninách (břidlice, křemence) hnědý ranker až málo vyvinuté hnědozemě. V omezeném rozsahu se vyskytují gleje (Správa CHKO Český kras 2008).

### **Hydrologie**

Nejvýznamnějším tokem oblasti je řeka Berounka s jejími přítoky. Specifický odtok všech povrchových toků CHKO se pohybuje v rozmezí 1,4–2,2 l/s km<sup>2</sup> a objemový součinitel ročního odtoku představuje 9–12 % ročních vzdušných srážek (Správa CHKO Český kras 2008). Český kras je z hlediska dlouhodobého specifického odtoku klasifikován jako oblast se zvýšeným odtokem podzemních vod (Správa CHKO Český kras 2008).

### **Klima**

Centrální část Českého krasu i jeho západní část patří do oblasti mírně teplé, mírně suché s mírnou zimou, severovýchodní pražská část náleží do teplé a suché oblasti. Průměrná roční teplota činí 8–9°C, průměrný roční úhrn srážek dosahuje 530 mm. Srážkové maximum připadá na červenec. V zimních měsících jsou srážky minimální, sněhová pokrývka je nízká a vytrvává jen krátce. Díky pestrosti terénu a charakteru rostlinného pokryvu se zde výrazně uplatňují mikroklimatické vlivy (<http://ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/klimaticke-pomery/>).

## Vegetace

Území Českého krasu z botanického hlediska spadá do samostatného fyto geografického okresu Český kras. Oblast je význačná především díky společenstvům teplomilných a suchomilných rostlin vázaných na vápencový podklad. Nelze však opomenout ani některé druhy středoevropské lesní květeny. Rostou zde druhy fyto geograficky významné s hraničním rozšířením v Českém krasu, jako čilimník řezenský (*Chamaecytisus ratisbonensis*) a zimostřápek alpský (*Polygaloides chamaebuxus*). Vyskytují se tu i druhy význačné svým reliktním rozšířením, např. rudohlávek jehlancovitý (*Anacamptis pyramidalis*), lipnice bádenská (*Poa badensis*), včelník rakouský (*Dracocephalum austriacum*), hlaváček jarní (*Adonanthe vernalis*), trýzel škardolistý (*Erysimum crepidifolium*), kavyl tenkolistý (*Stipa stenophylla*), hadí mord nachový (*Scorzonera purpurea*) a řada dalších. V šípákových doubravách a na skalních stepích tu roste apomiktický jeřáb krasový (*Sorbus eximia*), endemit Českého krasu (Správa CHKO Český kras 2008).

K nejcennějším společenstvům patří šípákové doubravy s dřínem. Mimo dubu pýřitého (*Quercus pubescens*) v nich rostou dřeviny jako jeřáb muk (*Sorbus aria*), jeřáb břek (*S. torminalis*), dřín (*Cornus mas*), svída krvavá (*Swida sanguinea*), hlohy (*Crataegus* spp.), růže (*Rosa* spp.), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), dřišťál obecný (*Berberis vulgaris*), skalník celokrajný (*Cotoneaster integerrima*), řešetlák počistivý (*Rhamnus cathartica*) a další (<http://ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/flora/>).

Z význačnějších bylin a trav Českého krasu lze jmenovat druhy jako třemdava bílá (*Dictamnus albus*), sasanka lesní (*Anemone sylvestris*), hrachor chlumní (*Lathyrus lacteus*), kamejka modronachová (*Lithospermum purpureocaeruleum*), vstavač nachový (*Orchis purpurea*), oman srstnatý (*Inula hirta*), prvosenka jarní (*Primula veris*), lněnka bavorská (*Thesium bavaricum*) (Správa CHKO Český kras 2008).

### 3.4.1 Popis studovaných lokalit

Pro účely projektu bylo vybráno celkem 25 opuštěných vápencových lomů převážně v centrální části Českého krasu. Ve studovaných lokalitách jsou zastoupeny lomy různého stáří, velikosti, typu (jámové, stěnové), s různým charakterem okolní krajiny (s převahou lesa, s převahou bezlesí). Jednotlivé lomy jsou charakterizovány různou stanovištní

pestrostí. Pro účely projektu bude u každého lomu zjišťováno procentuální zastoupení 5 základních typů stanovišť v lomu – základen, etáží, stěn, sutí a odvalů.

**Tab. I: Seznam studovaných lokalit**

Název lomu	Velikost (ha)	Kategorie stáří (roky)	Typ lomu	Charakter okolí	Souřadnice
Alkazar	4	70-80	stěnový	nelesní	49° 57' 0,211" N 14° 7' 31,028" E
Bílý lom	4,5	50-60	stěnový	nelesní	49° 56' 35,285" N 14° 5' 11,533" E
Černý lom	0,8	50-60	stěnový	lesní	49° 56' 46,643" N 14° 5' 32,476" E
Hergetův lom (Koněprusy)	0,4	60-70	stěnový	nelesní	49° 54' 57,288" N 14° 4' 13,743" E
Hergetův lom (Tetín)	2,2	50-60	stěnový	nelesní	49° 56' 51,594" N 14° 5' 27,887" E
Homolák	11,8	40-50	stěnový	nelesní	49° 54' 10,338" N 14° 5' 15,954" E
Houbův lom	3,2	60-70	stěnový	nelesní	49° 54' 53,270" N 14° 4' 0,910" E
Jírův lom	0,7	80-90	stěnový	nelesní	49° 56' 29,367" N 14° 4' 10,105" E
Kamensko	0,4	80-90	jámový	lesní	49° 57' 23,848" N 14° 10' 12,988" E
Kobyła	2,2	80-90	jámový	lesní	49° 54' 46,808" N 14° 4' 51,822" E
Kozolupy	0,9	50-60	jámový	nelesní	49° 57' 37,888" N 14° 11' 36,339" E
Liščí lom	0,6	50-60	jámový	lesní	49° 57' 16,731" N 14° 10' 18,851" E
Malá Amerika	1,8	50-60	jámový	lesní	49° 57' 15,231" N 14° 10' 33,609" E
Modrý lom	6,2	70-80	stěnový	nelesní	49° 56' 39,820" N 14° 5' 31,552" E
Modlitebna	0,3	50-60	jámový	lesní	49° 57' 14,507" N 14° 10' 17,411" E
Na Chlumu	3	50-60	stěnový	nelesní	49° 56' 45,782" N 14° 8' 2,302" E
Na Krétě	0,5	100-110	stěnový	lesní	49° 56' 48,763" N 14° 5' 9,077" E
Petzoldův lom	3,2	50-60	stěnový	nelesní	49° 55' 54,919" N 14° 9' 3,374" E
Plešivec	5,6	20-30	stěnový	lesní	49° 54' 21,357" N 14° 5' 26,610" E
Podkova	0,5	50-60	jámový	lesní	49° 57' 12,543" N 14° 10' 17,384" E
Solvayův lom	2	50-60	stěnový	lesní	49° 58' 34,182" N 14° 8' 56,680" E
Soví ráj	0,3	80-90	jámový	lesní	49° 57' 19,906" N 14° 10' 4,526" E
Supí lom	0,2	50-60	jámový	lesní	49° 57' 16,601" N 14° 9' 59,826" E
Tomáškův lom	4,6	50-60	stěnový	nelesní	49° 55' 40,874" N 14° 8' 34,033" E
Želva	0,2	50-60	jámový	lesní	49° 57' 16,332" N 14° 10' 15,646" E

### 3.5 Vybrané cílové druhy

Ve spolupráci se Správou CHKO Český kras bylo vybráno 25 cílových druhů rostlin xerothermního a skalního bezlesí. Jedná se o druhy ochranařsky cennější a vyžadující pozornost, a zároveň o některé druhy hojnější, avšak typické pro termofytikum Českého krasu. 18z nich náleží do kategorií C2 – C4 dle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky (Grulich et Chobot 2017). **Tab. II** zobrazuje soupis vybraných cílových druhů se stupněm ohrožení dle tohoto seznamu.

**Tab. II:** Seznam vybraných cílových druhů rostlin

Druh	Stupeň ohrožení dle Červeného seznamu
<i>Allium senescens</i> subsp. <i>montanum</i>	C4a
<i>Anthericum ramosum</i>	C4a
<i>Aurinia saxatilis</i>	C4a
<i>Biscutella laevigata</i>	C3
<i>Carex humilis</i>	C4a
<i>Dianthus carthusianorum</i>	
<i>Festuca pallens</i>	C4a
<i>Festuca valesiaca</i>	
<i>Geranium sanguineum</i>	C4a
<i>Helianthemum canum</i>	C2r
<i>Inula salicina</i>	
<i>Melica transsilvanica</i>	C4a
<i>Potentilla arenaria</i>	
<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>bohemica</i>	C2b
<i>Saxifraga paniculata</i>	C3
<i>Saxifraga rosacea</i>	C2r
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	
<i>Seseli hippomarathrum</i>	C3
<i>Seseli osseum</i>	C4a
<i>Sesleria caerulea</i>	
<i>Silene otites</i>	C3
<i>Stachys recta</i>	
<i>Stipa capillata</i>	C4a
<i>Stipa pennata</i>	C3
<i>Teucrium chamaedrys</i>	C4a



## **3.6 Metodika**

### **3.6.1 Sběr dat**

Vzhledem k velikosti studovaných lokalit bude pro vyhodnocení početnosti (abundance) cílových druhů v lomech a jejich okolí využita pětičlenná stupnice dle Braun-Blanqueta (Moravec 1994):

1 – druh velmi vzácný

2 – druh vzácný

3 – druh málo početný (roztoušený)

4 – druh početný (hojný)

5 – druh velmi početný (velmi hojný)

Jako okolí kamenolomu bude zvolena vzdálenost 100 m od okraje lomu, a dále též vzdálenost 1 km od okraje lomu, která postihuje širší rámeček okolní krajiny. Vzdálenost (tzv. buffer zóna) bude vytyčena v programu ArcGIS.

Terénní průzkum vybraných kamenolomů za účelem zjištění abundance vybraných cílových druhů bude prováděn v následujících 2 vegetačních sezónách. Součástí terénního průzkumu bude i charakterizování diverzity stanovišť v jednotlivých lomech pomocí procentuálního zastoupení:

- základen
- etáží
- stěn
- sutí
- odvalů

### **3.6.2 Zpracování dat**

Díky zanesení vybraných cílových druhů rostlin (v podobě souřadnic) do programu ArcGIS bude možné určit vzdálenost mezi výskytem druhů v lomech a okolí.

Data budou vyhodnocena pomocí DCA – *Detrended Correspondence Analysis* v programu CANOCO (ter Braak et Šmilauer 2002).

### **3.7 Předpokládané výstupy a doporučení pro praktickou ekologickou obnovu**

Výstupem projektu budou tabulky s výskyty vybraných cílových druhů, a to jak uvnitř kamenolomu, tak v jeho okolí. Součástí budou též grafy ze statistického zpracování dat.

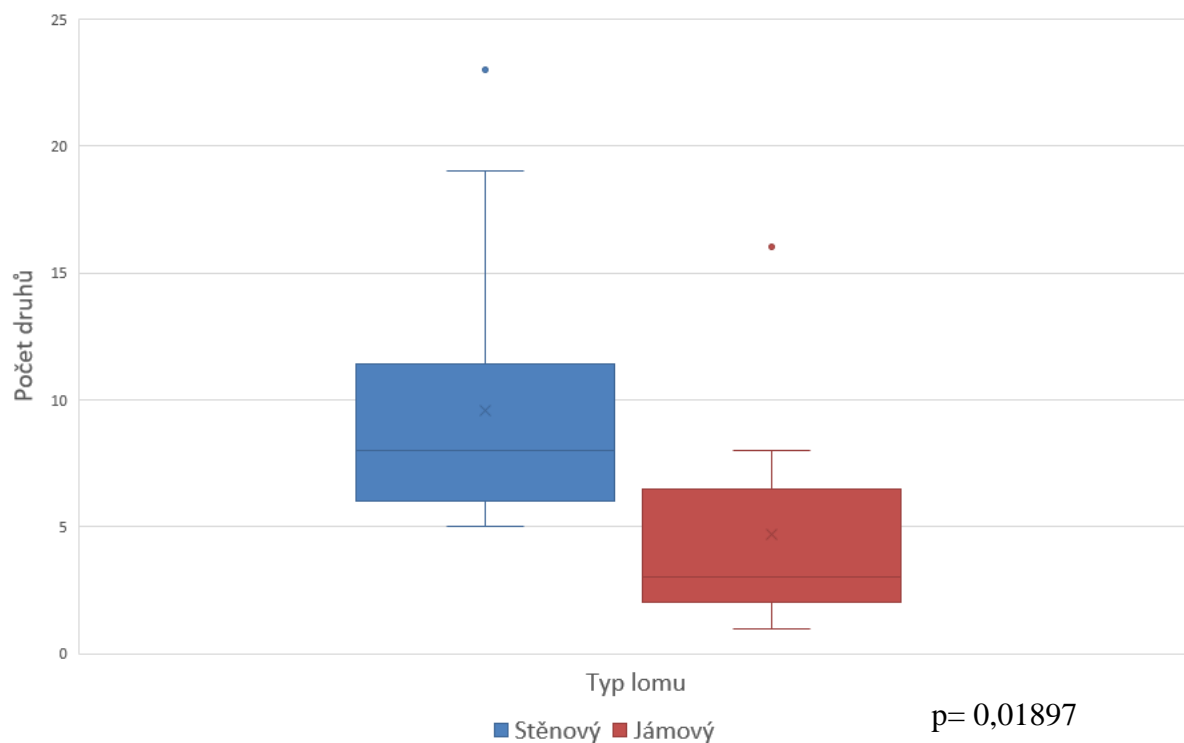
Výsledky projektu budou prezentovány v závěrečné zprávě.

Výstupy projektu v podobě vyhodnocených dat poslouží k bližšímu poznání vegetace v lomech Českého krasu a jejich bližšího i širšího okolí. Jak již bylo zmíněno v teoretické části práce, právě okolí těžeben hraje zásadní roli v průběhu sukcese vegetace. Získané výsledky tak mohou poskytnout cenné poznatky pro realizaci ekologické obnovy kamenolomů, kde k ukončení těžby dojde až v budoucnu.

### **3.8 Předběžné výsledky**

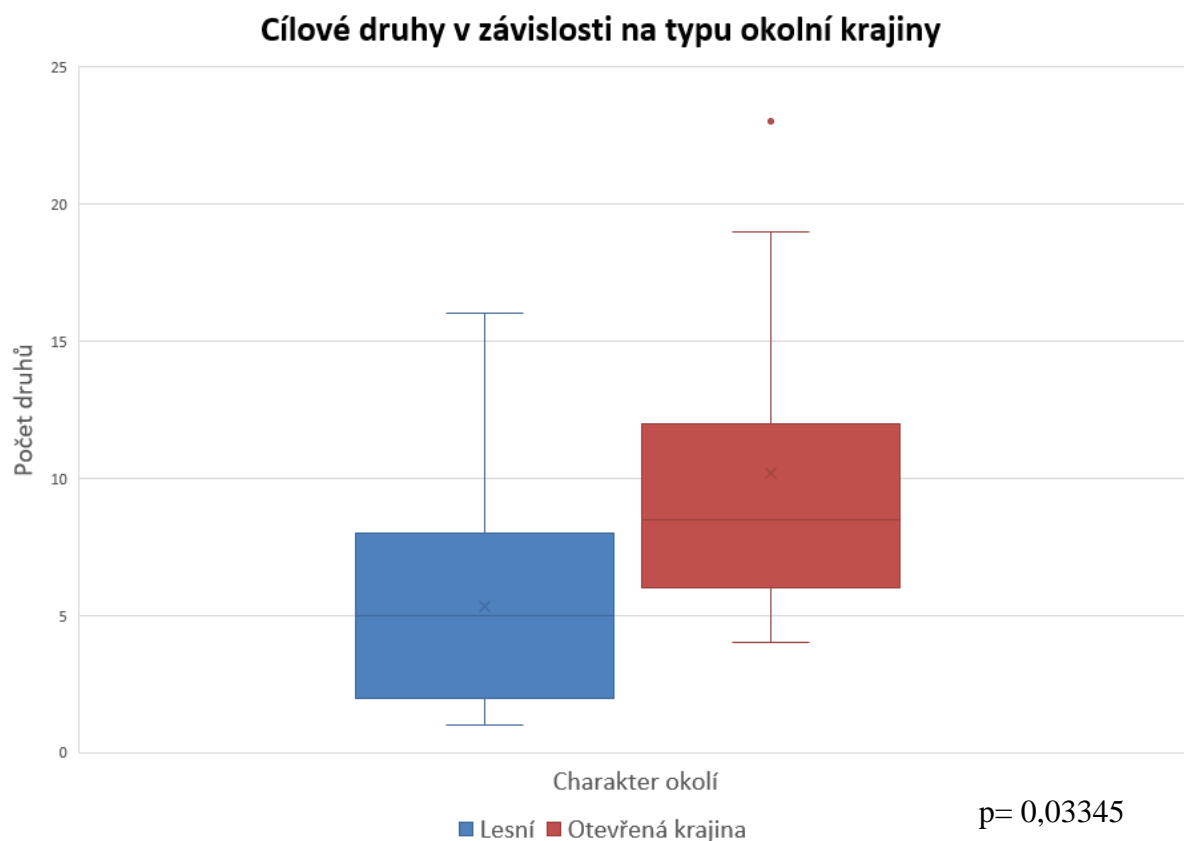
V rámci předběžného výzkumu byly zjišťovány výskyty 25 vybraných cílových druhů v 25 lomech stěnového i jámového typu (viz výše). Více cílových druhů bylo nalezeno uvnitř stěnových lomů, v případě lomu Na Chlumu se dokonce jednalo o druhově nejbohatší těžebnu (celkem zaznamenáno 23 cílových druhů). Jámový lom Kobyla patřil s 16 nálezy k druhově nejbohatším lokalitám tohoto typu. Ostatní jámové lomy starších sukcesních stadií (především v oblasti Malé Ameriky) byly na druhy chudší. Celkové porovnání ukazuje graf níže:

### Cílové druhy v lomu v závislosti na jeho typu



**Obr. 1:** Graf porovnávající výskyty cílových druhů rostlin v závislosti na typu lomu (stěnový / jámový).

Dále byly výskyty druhů v lomech porovnávány podle toho, jaký typ krajiny se v okolí těžebny nachází. Kamenolomy s převažujícími vzrostlými lesními porosty v jejich okolí byly druhově chudší než lomy s otevřeným charakterem okolní krajiny (typicky prezentovaným xerotermním bezlesím se skalními výchozy).



**Obr. 2:** Porovnání výskytu cílových druhů rostlin v závislosti na charakteru okolní krajiny.

Nejběžnější cílové druhy, které byly zaznamenány ve vybraných lomech, ukazuje *Tab. III*.

**Tab. III:** Přehled nejčastěji se vyskytujících vybraných cílových druhů v lomech. Číslo udává, v kolika lomech (z celkových 25) byl druh nalezen.

Druh	Počet lomů (z 25)
<i>Dianthus carthusianorum</i>	14
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	12
<i>Teucrium chamaedrys</i>	12
<i>Potentilla arenaria</i>	12
<i>Festuca valesiaca</i>	11
<i>Stachys recta</i>	9
<i>Seseli osseum</i>	7
<i>Sesleria caerulea</i>	7
<i>Aurinia saxatilis</i>	6
<i>Allium senescens</i> subsp. <i>montanum</i>	6

### 3.9 Časový harmonogram a finanční náklady

#### 3.9.1 Časový harmonogram

*Tab. IV: Časový harmonogram projektu*

		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
<b>1. rok</b>	Příprava projektu					x							
	Terénní průzkum (sběr dat)					x	x	x	x				
	Zpracování dat									x	x		
<b>2. rok</b>	Terénní průzkum (sběr dat)					x	x	x	x				
	Zpracování dat									x	x		
	Tvorba závěrečné zprávy										x	x	
	Prezentace výsledků												x

#### 3.9.2 Finanční náklady

Drobný dlouhodobý hmotný majetek zahrnuje pořízení terénního GPS přístroje s vysokou citlivostí (využití pro záznam výskytu rostlinných druhů). Významnou položku v rozpočtu činí koupě ročních licencí produktu ArcGIS 10 (prostřednictvím firmy ARCDATA PRAHA, s.r.o.) a dále programu Canoco 5.1. Doplnkové (režijní) náklady představují 15% z celkových nákladů projektu. Mezi spotřební materiál patří běžné kancelářské potřeby. Cestovní náklady představují částku 16 500 Kč, jedná se o výjezdy 2 odborníků soukromým vozidlem z Českých Budějovic na vybrané lokality během 2 vegetačních sezón. Na mzdách náleží těmto 2 pracovníkům celkem 94 000 Kč.

**Tab. V:** Přehled finančních nákladů na projekt

<b>Věcné náklady</b>	<b>Požadováno (v Kč)</b>
Drobný dlouhodobý hmotný majetek (předměty, přístroje a zařízení do 40 tis. Kč)	8 500
Drobný dlouhodobý nehmotný majetek (např. software do 60 tis. Kč)	15 250
Dlouhodobý nehmotný majetek (např. software nad 60 tis. Kč)	109 000
Doplňkové (režijní) náklady	49 000
Materiál	2 000
Cestovní náklady	16 500
<b>Mzdové náklady</b>	
Mzdy	94 000
Povinné zákonné odvody	32 000
<b>Ostatní osobní náklady – OON</b>	0
<b>Celkové náklady projektu</b>	<b>326 250</b>

## 4 Závěr

Těžebny, potažmo kamenolomy, patří mezi význačné fenomény naší krajiny, které by neměly být přehlíženy. Za příhodných okolností mohou skýtat potenciál pro ochranu mnoha významných druhů organismů. V případě opuštěných vápencových lomů v Českém krasu se jedná zvláště o druhy xerothermního bezlesí, (nejen) kterým je třeba v ochraně přírody věnovat zvláštní pozornost. Uskutečnění projektu umožní lépe poznat okolí opuštěných vápencových lomů z hlediska výskytu řady vzácnějších rostlinných druhů, které mohou najít na antropogenních stanovištích svá příhodná stanoviště. Výsledky poslouží k bližšímu poznání vegetace v lomech a jejich okolí při studiu sukcese. Dále pak mohou být aplikovány při ekologické obnově v budoucnu opuštěných kamenolomů.

## 5 Použitá literatura

**AOPK ČR (2010):** Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Český kras na období 2010-2019. AOPK ČR, Praha, 61 p.

**Bartošová A. (2014):** Dlouhodobé změny vegetace ve vápencových lomech Českého krasu. Magisterská práce. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 39 p.

**Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1997):** Ekologie – jedinci, populace a společenstva, Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 628 p.

**Beneš J., Kepka P., Konvička M. (2003):** Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17: 1058-1069.

**Burrows F. M. (1986):** The aerial motion of seeds, fruits, spores and pollen. In: Murray D. R. (ed.): Seed Dispersal. Academic Press, Sydney. 1-47.

**Cairns, J., Jr., Heckman J. R. (1996):** Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment* 21:167–189.

**Cílek V., Ložek V. (1992):** Ekologická těžba v koněpruské oblasti. *Ochrana přírody* 47 (3): 72-75.

**Clements, F. E. (1916):** Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, Washington, 654 p.

**Davis B. N. K., Jones P. E. (1978):** The ground arthropods of some chalk and limestone quarries in England. *Journal of Biogeography* 5: 159-171.

**Davis B. N. K. (1979):** Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Minerals and the Environment*. July 1979, Volume 1, Issue 2: 48–56.

**Davis B.N.K. (ed.) (1982):** Ecology of quarries. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, UK.

- Davis B. N. K., Lakhani K. H., Brown M. C., Park D. G. (1985):** Early serial communities in a limestone quarry: an experimental study of treatment effects on cover and richness of vegetation. *Journal of Applied Ecology* 22: 473-490.
- Ekert V., Mužák J. (2010):** Mining and remediation at the Straz pod Ralskem uranium deposit. *GeoScience Engineering* 56 (3): 1-6.
- Fenner M., Thompson K. (2005):** Seed dispersal. In: Fenner M., Thompson K. (eds.): *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press, Cambridge. 47-72.
- Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T. (1992):** *Plant succession: theory and prediction*. Chapman and Hall, London.
- Gómez, C. and Espadaler, X. (1998):** Myrmecochorous dispersal distances: a world survey. *Journal of Biogeography* 25: 573-580.
- Grulich V., Chobot K. (eds.) (2017):** Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Příroda, Praha, 35: 1-178.
- Hobbs, R. J., Norton D. A. (1996):** Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4.2: 93-110.
- Hodačová D., Prach K. (2003):** Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restoration Ecology* 11: 385-391.
- Chlupáč (1974):** Geologický podklad Českého krasu. *Bohemia centralis* 3: 58-79.
- Chuman T. (2006):** Příspěvek k poznání přirozené obnovy granodioritových lomů na Skutečsku. In: Prach K., Pyšek P., Tichý L. et al. (eds.): *Zprávy České Botanické Společnosti*, 41, Mater. 21, p. 111-115.
- Chuman T. (2015):** Místa bývalé těžby jako objekty ochrany přírody. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K. (eds.): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.



**Jefferson R. G, Usher M. B. (1989):** Seed rain dynamics in disused chalk quarries in the Yorkshire Wolds, England, with special reference to nature conservation. *Biological Conservation* 47 (2): 123-136.

**Jírová A., Klauisová A., Prach K. (2012):** Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15: 245-252.

**Karešová P. (2007):** Spontánní sukcese vegetace v opuštěných lomech v Českém krasu. Porovnání výskytu druhů v lomech a okolí. Bakalářská práce. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, České Budějovice, 65 p.

**Kirmer A., Tischew S., Ozinga W. A., von Lampe M., Baasch A., van Groenendael J. M. (2008):** Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45:1523-1530.

**Kitayama, K., Mueller-Dombois, D., Vitousek, P. (1995):** Primary Succession of Hawaiian Montane Rain Forest on a Chronosequence of Eight Lava Flows. *Journal of Vegetation Science* 6(2): 211-222.

**Klauisová A., Osbornová J. (1990):** Abandoned fields in the region. In: Osbornová J., Kovářová M., Lepš J., Prach K. (eds.) Succession in Abandoned Fields. Geobotany, vol 15. Springer, Dordrecht.

**Ložek V. (1980):** K osudu opuštěných lomů v chráněných územích. *Památky a příroda* 5 (6): 359-365.

**Moravec J. (1994):** Fytocenologie. Academia, Praha.

**Němec J., Ložek V. (1996):** Chráněná území ČR. 1, Střední Čechy. Consult ČR, Praha.

**Novák J. (2006):** Variabilita sukcesních změn vegetace v čedičových lomech Českého středohoří. Zprávy České Botanické společnosti 21: 107-112.

**Novák J., Konvička M. (2006):** Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 26: 113-122.

**Novák J., Prach K. (2003):** Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6: 111-116.

**Odum, E. P. (1977):** The emergence of ecology as a new integrative discipline. *Science* 195 (4284): 1289-1293.

**Poschlod P., Bakker J., Bonn S., Fischer S. (1996):** Dispersal of plants in fragmented landscapes. In: Settele, J., Margules, C. R., Poschlod, P., Henle, K. (eds.) *Species survival in fragmented landscapes*, pp. 123-127. Kluwer, Dordrecht, NL.

**Prach K. (2006):** Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21: 13-22.

**Prach K. (2009):** Ekologie obnovy narušených míst - VI. Shrnutí a závěrečné poznámky. *Živa* 6: 262-264.

**Prach, K. (2015):** Ekologie obnovy ukazuje možnosti obnovy cenných biotopů. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K. (eds.): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.

**Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká V., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichý L., Trnková R., Tropek R. (2009):** Ekologie obnovy narušených míst - II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68-72.

**Prach K., Karešová P., Jírová A., Dvořáková H., Konvalinková P., Řehouňková K. (2015):** Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 23: 310-314.

**Prach K., Lencová K., Řehouňková K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J., Trnková R. (2013):** Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 7680-7685.

**Prach K., Pyšek P., Sádlo J. (1999):** Výzkum sukcesních pochodů v opuštěných těžebních hornin, zejména vápenců a čedičů, ve zvláště chráněných územích a na

opuštěných zemědělsky využívaných plochách. Ms. (Závěrečná zpráva projektu VaV/610/4/97, depon. in: aut.).

**Ranson C. E., Doody J. P. (1982):** Quarries and nature conservation: objectives and management. In: Davis B. N. K. (ed.), *Ecology of quarries: the importance of natural vegetation*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, England, 20-27.

**Řehouňková, K. (2006):** Spontánní sukcese vegetace ve štěrkopískovnách: možnost pro ekologickou obnovu. In: Prach, K. (eds.): *Zprávy České botanické společnosti* 41, Materiály 21. ČBS, Praha, s. 125-133

**Řehouňková K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P., Máca J. (2016):** Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13745-13753.

**Řehouňková K., Prach K. (2008):** Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology* 16: 305-312.

**Sádlo J. (1983):** Vegetace vápencových lomů Českého krasu. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 198 p.

**Society for Ecological Restoration (2002):** The SER Primer on ecological restoration. – [www.ser.org](http://www.ser.org)

**Sorensen A. E. (1986):** Seed dispersal by adhesion. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 443-463.

**Spieles, D. J. (2010):** Protected Land: Disturbance, Stress, and American Ecosystem Management. New York: Springer.

**Správa CHKO Český kras (2008):** Rozbory Chráněné krajinné oblasti Český kras k 31. 12. 2008. Karlštejn.

**Stamp N. E., Lucas J. R. (1983):** Ecological correlates of explosive seed dispersal. *Oecologia* 59: 272-278.

**Starý J., Sitenský I., Mašek D., Hodková T., Vaněček M., Novák J., Kavina P. (2016):** Surovinové zdroje České republiky. Nerostné suroviny 2016 (Statistické údaje do roku 2015). Česká geologická služba, Praha.

**ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. (2002):** CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, NY: Microcomputer Power, 500 pp.

**Tichý L. (2006):** Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. *Zprávy České botanické společnosti 41, Materiály 21*: 89-103.

**Tichý L., Sádlo J. (2001):** Revitalizace vápencových lomů. *Ochrana přírody 56*: 178-182.

**Trnková R., Řehouňková K., Prach K. (2010):** Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. *Preslia 82*: 333-343.

**Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka Š., Spitzer L., Baňář P., Konvička M. (2012):** Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering 43*: 13-18.

**Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuf I.H., Hejda M., Konvička M. (2010):** Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangeredarthropods and plants. *Journal of Applied Ecology 47*: 139-147.

**Tropek R., Konvička M. (2008):** Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech republic. *Land Degradation & Development 19*: 104-114.

**Tropek R., Prach K. (2012):** Místa narušená těžbou - Úvod. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.): Ekologická obnova v České Republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky, Praha, 89-93.

**Tropek R., Tichý L., Prach K., Řehounek J. (eds). (2015):** Kamenolomy. In: Řehounek J., Řehouneková K., Tropek R., Prach K. (eds.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

**van der Pijl L. (1982):** Ecological Dispersal Classes, Established on the Basis of the Dispersing Agents. In: van der Pijl L. (ed.): Principles of Dispersal in Higher Plants. Springer, Berlin, Heidelberg. 22-90.

**Walker L.R. (ed.) (1999):** Ecosystems of disturbed ground. Ecosystems of the world, vol 16. Elsevier, Amsterdam.

**Walker, L. R., del Moral, R. (2003):** Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press.

**Wheater P. C., Cullen R. W. (1997):** The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology* 5: 77-84.

**White P.S. (1979):** Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review* 45: 229-299.

**Whittaker R. J., Bush M. B., Richards K. (1989):** Plant recolonization and vegetation succession on the Krakatau Islands, Indonesia. *Ecological Monographs* 59 (2): 59-123.

**Young, T. P. (2000):** Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92.1: 73–83.

#### **Internetové zdroje:**

[www.cbusbs.cz/index.php/dobryvaci-prostory](http://www.cbusbs.cz/index.php/dobryvaci-prostory), 1. 9. 2017

[www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/flora/](http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/flora/), 15. 4. 2018

[www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geologie](http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geologie/), 15. 4. 2018

[www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/klimaticke-pomery/](http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/klimaticke-pomery/), 15. 4. 2018

[www.itras.cz/vapencovy-lom-alkazar](http://www.itras.cz/vapencovy-lom-alkazar), 1. 9. 2017

[www.jeskyne.cesky-kras.cz](http://www.jeskyne.cesky-kras.cz), 1. 9. 2017