

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství (FAPPZ)



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Kolonizace území ovlivněných těžbou nerostných surovin
společenstvy obratlovců**

Bakalářská práce

Adéla Vyleťalová

Veřejná správa v zemědělství, rozvoji venkova a krajiny

Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci " Kolonizace území ovlivněných těžbou nerostných surovin společenstvy obratlovců " jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 28.4.2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS. za vlídný přístup, trpělivost, cenné informace a rady a také za možnost zúčastnit se výjezdu do terénu v oblasti Krušných hor, kde jsem získala nové znalosti, které mi pomohly z praktického hlediska při psaní bakalářské práce. Dále bych chtěla zmínit rodinu, která mi byla velkou oporou při celém bakalářském studiu a zejména pak při psaní této práce.

Kolonizace území ovlivněných těžbou nerostných surovin společenstvy obratlovců

Souhrn

Bakalářská práce se zabývá zaměřením na oblasti, které jsou ovlivněny těžbou nerostných surovin skupinou obratlovců. Mezi tyto oblasti patří velkolomy, výsypky, pískovny a šterkopisky, rašeliniště a těžebny jílu.

Velká část práce je zaměřena na popsání míst výskytu obratlovců a jejich principy kolonizace na konkrétních územích. Významnou část utvářejí hnědouhelné výsypky, které jsou v České republice nejrozšířenějším typem území s ukončenou těžbou. Výsypky, lomy a další již uvedené těžební lokality jsou kolonizovány řadou obratlovců, nejvíce jsou zastoupeni obojživelníci, ptactvo a savci a jejich zástupci, kteří jsou vyzdviženi v druhé části práce.

Dále jsou v práci zmíněné příklady lokalit ve světovém měřítku, na kterých se vyskytují skupiny různých druhů obratlovců.

Těžba nerostných surovin negativně ovlivňuje přírodu a krajinu v České republice, ale i v dalších zemích světa. Těžba zvláště ovlivňuje chráněná území, na kterých se mohou uchytit vzácné a chráněné druhy živočichů, které jsou uvedeny na seznamu IUCN. Pro jejich zachycení je nutné provést obnovu krajiny, a to ať už prostřednictvím spontánních procesů, anebo technickou úpravou, popřípadě jejich vzájemným kombinováním.

Dále je v práci zmíněna obnova lokalit po těžbě, která je důležitým procesem k navrácení původní krajiny nebo také krajinného útvaru po těžbě. Mezi hlavní principy obnovy se řadí cesta spontánní sukcesí nebo lidská činnost skrze rekultivační procesy. Nejběžnějším postupem je využití rekultivace.

Klíčová slova: těžba, kolonizace, sukcese, rekultivace, vertebrata

Colonization of areas affected by the raw material mining by vertebrate communities

Summary

The bachelor thesis deals with focusing on areas that are affected by mineral extraction by a group of vertebrates. These areas include blast furnace quarries, spoil heaps, sand and gravel pits, peat bogs and clay mining sites.

A large part of the thesis is focused on describing the vertebrate habitats and their colonization principles in specific areas. A significant part of the work is made up of brown coal dumps, which are the most widespread type of areas with terminated mining in the Czech Republic. Dumps, quarries and other mining sites already mentioned are colonized by a number of vertebrates, the most represented are amphibians, birds and mammals and their representatives, which are highlighted in the second part of the thesis.

Examples of sites worldwide where groups of different vertebrate species occur are also mentioned in the thesis.

Mining of mineral resources negatively affects nature and landscape in the Czech Republic, but also in other countries of the world. Mining particularly affects protected areas, which may harbour rare and protected species listed by the IUCN. In order to capture these species, it is necessary to restore the landscape, either through spontaneous processes or through technical adaptations or a combination of both.

Furthermore, the restoration of sites after mining is mentioned in the thesis, which is an important process to restore the original landscape or landscape formation after mining. The main principles of restoration include the path of spontaneous succession or human activity through reclamation processes. The most common approach is the use of reclamation.

Keywords: mining, colonization, succession, reclamation, vertebrates

Obsah

1 Úvod.....	7
2 Cíl práce.....	8
3 Literární rešerše.....	9
3.1 Těžba nerostných surovin.....	9
3.2 Degradovaná území.....	9
3.3 Důsledky těžby na krajinu.....	10
3.3.1 Velkolomy.....	10
3.3.2 Výsypky.....	11
3.3.3 Pískovny a štěrkopísky.....	11
3.3.4 Rašeliniště.....	12
3.3.5 Těžby jílu.....	12
3.4 Obnova míst narušených těžbou.....	13
3.4.1 Rekultivace.....	13
3.4.2 Sukcese.....	15
3.4.3 Obnova z pohledu ekologie.....	16
3.5. Princip kolonizace území.....	16
3.6 Výskyt obratlovců v těžebních a post-těžebních oblastech.....	18
3.6.1 Savci.....	20
3.7 Obojživelníci.....	22
3.8 Ptáci.....	23
3.9 Ryby.....	26
3.10 Plazi.....	26
4 Závěr.....	28
5 Literatura.....	29

1 Úvod

Bejček & Šťastný (1999) popisují antropogenní činnost jako mimořádně devastující proces, který od základu mění jak tvar krajiny, tak klima i hydrologický systém. Mezi antropogenní činnosti s nevýraznějším vlivem na životní prostředí lze přitom jednoznačně zařadit těžbu nerostných surovin. Tyto změny vedou k úbytku biodiverzity a ohrožení populací obratlovců. Při těžbě nerostných surovin dále dochází k degradaci krajiny, proto je nutné provádět sanaci. V rámci řízených, z části technických procesů obnovy v krajině degradované nebo devastované rozlišuje Štýs (1981) dva základní pojmy: meliorizace a rekultivace.

Narušení způsobené těžbou nerostných surovin má na jedné straně za následek poškození nebo odstranění stávajících organismů a ekosystémů, na druhé straně odkryté nebo nadměrně zatížené plochy poskytují otevřený prostor pro šíření rostlin a živočichů z okolí (Melichar et al. 2019).

Sukcese je zákonitý proces, při kterém jsou druhy nebo celá společenstva nahrazována jinými, někdy až do konečného stadia (klimaxu). Jedná se o dlouhodobou, neperiodickou změnu, která na daném místě (stanovišti) probíhá určitým směrem (Prach 2006).

Ekologická obnova se zabývá obnovou ekosystémů nebo i jejich částí, které člověk narušil jeho činností nebo ji dokonce úplně zničil. Dá se uvažovat o obnově populací, společenstev i celých ekosystémů nebo krajin. Frouz et al. (2007) uvádí, že pro obnovu ekosystému na výsypkách je klíčová obnova především půdy. Půda totiž hraje klíčovou roli v mnoha procesech, včetně růstu vegetace, distribuce živin, koloběhu vody a rozkladu organické hmoty (Pecharová et al. 2004).

Pro pochopení, jakým způsobem se bude do budoucna vyvíjet počet obratlovců a dalších volně žijících živočichů, je klíčové porozumět vlivu lidské činnosti na jejich životní prostředí (Soto et al. 2023). Při rekolonizaci fauny je nezbytně nutné porozumět rekultivačním postupům a zajištění efektivního fungování obnovených ekosystémů, tvrdí Nichols & Nichols (2003). Hendrychová (2008) uvádí, že v České republice dosud neexistují studie shrnující komplexní poznatky o všech společenstvech fauny v krajinách po těžbě. Spontánní sukcese zkrátka probíhá různými způsoby a za specifických podmínek prostředí (Prach 2003). Hlavní hrozbou pro druhy je ničení jejich životního prostředí.

Drobní savci se dokážou rychle přizpůsobit změnám prostředí, a jsou proto považováni za indikátory kvality životního prostředí v krajinách, které byly ovlivněny lidmi (Pardini et al. 2005). V neurovaném terénu před rekultivacemi se tvoří drobná jezírka, která slouží jako místa vhodná ke kolonizaci, včetně kriticky ohrožených druhů. Citlivá rekultivace umožňuje zachovat jezírka a přeměnit je na mokřady a slaniska. Úprava okolního terénu zajistí podporu růstu a potravní nabídky pro obojživelníky (Frouz et al. 2007). Významnými druhy ptáků jsou převážně ptáci vyhrabávající nory ve stěnách, mezi ně se řadí břehule (*Riparia*) a vlhy (*Merops*) (Melichar et al. 2019).

2 Cíl práce

Cílem práce bylo vytvoření aktuálního literárního přehledu shrnujícího dosavadní poznatky o sukcesi společenstev obratlovců na lokalitách ovlivněných těžebním průmyslem. Dále byly popsány principy obnovy těchto těžbou narušených lokalit. Ve druhé části práce byly představeny faktory ovlivňující kolonizaci území skupinou obratlovců a jejich konkrétní druhy a místa výskytu, a to převážně v podmínkách České republiky.

3 Literární rešerše

3.1 Těžba nerostných surovin

Bejček & Šťastný (1999) popisují antropogenní činnost jako mimořádně devastující proces, který od základu mění jak tvar krajiny, tak klima i hydrologický systém. Mezi antropogenní činnosti s nevýraznějším vlivem na životní prostředí lze přitom jednoznačně zaradit těžbu nerostných surovin.

Těžba uhlí je celosvětově jedním z nejrozšířenějších a nejdůležitějších primárních zdrojů energie a hraje klíčovou roli ve světové výrobě energie. Zásoby uhlí se nacházejí po celém světě v přibližně 100 rozvinutých a rozvojových zemích a postačují k pokrytí celosvětových potřeb na příštích 250 let. Za léta 2001-2002 měla Čína největší světové zásoby uhlí. Následovaly ji Spojené státy a třetím místem byla Indie (Tripathi et al. 2016).

Podle posledních údajů Ministerstva životního prostředí ve spolupráci s Českou geologickou službou je celková plocha uhelných ložisek v České republice 1900 km². Největší české hnědouhelné pánve se vyvinuly v tektonickém příkopu. V oblasti podkrušnohorských pánví jsou vymezeny tyto hlavní samostatné pánve (od severovýchodu k jihozápadu): severočeská, sokolovská a chebská. Největší, severočeská pánev, se dále dělí na 3 dílčí úseky – chomutovská, mostecká a teplická. Tato pánev se na celkové těžbě hnědého uhlí v České republice podílí přibližně 80 %, zbývajících 20 % pochází ze sokolovské pánve. Těžba probíhá téměř výhradně povrchovým způsobem. Například v roce 2017 bylo vytěženo v ČR 39 310 kt (kilotun) uhlí, zatímco v roce 2021 to bylo téměř o 10 000 méně, přesněji 29 278 kt (Starý et al. 2022). Z těchto údajů je zřejmé, že dochází k poklesu těžby. Nejzásadnější důvody vysvětlili (Řehounek & Hátle 2015; Řehounek et al. 2015), kteří uvádí, že těžba v České republice patří k tradičním odvětvím ekonomiky, ale její hospodářský význam v poslední době klesá úměrně poklesu zásob mnoha surovin a rostoucímu významu jiných odvětví ekonomiky. Přesto se jedná o odvětví lidské činnosti, které má významný vliv na přírodu a krajinu České republiky, včetně některých velkoplošných zvláště chráněných území (České středohoří, Český kras a Třeboňsko).

Vzhledem k současné energetické krizi je bezprostředně žádoucí účinně chránit stávající uhelné zdroje a v případě potřeby je dále využívat v souladu se zásadami udržitelného rozvoje. V opačném případě by mohlo dojít ke značným hospodářským škodám – jen stěží lze přestat vyrábět energii a teplo z uhlí bez odpovídající náhrady (Starý et al. 2022).

3.2 Degradovaná území

Při těžbě nerostných surovin dochází bohužel i k takzvané degradaci krajiny, proto je nutné provádět sanaci. O postupu obnovy lokalit, které byly narušeny těžbou je podrobněji prodiskutováno v následujících kapitolách. V této kapitole je pouze stručně pojednáno o pojmu degradace a představení problematiky s tím spojené.

Degradací se rozumí poškození nebo narušení jedné nebo maximálně několika složek nebo funkcí krajiny (Štýs 1981; Forman et al. 1993). Naproti tomu devastací se rozumí změna

či zničení většiny přírodních složek a funkcí krajiny v daném území, které krajinu vážně naruší (Forman et al. 1993). Štýs (1981) uvádí, že degradovaná krajina se příliš nemění, zatímco krajina devastovaná se mění natolik, že zcela ztrácí svůj původní ráz a charakter. Například při těžbě hnědého uhlí ve velkolomech v Severočeském hnědouhelném revíru jsou vlivy na krajinu velké a v počátcích těžby dosti negativní (Štýs 1981; Forman et al. 1993). Pro představu Mil'kov (1974) ve své práci uvádí, že hloubka povrchových dolů se pohybuje od pár metrů až do 500 metrů i více a jejich šířka může dosahovat až několik kilometrů.

3.3 Důsledky těžby na krajinu

Podle Pracha et al. (2013) bylo do roku 2013 těžební činností zasaženo 0,8 % území České republiky, což je přibližně 650 km². Pro představu se jedná se o plochu odpovídající největšímu českému národnímu parku. V současné době je tato plocha již většího měřítka. Kubáňová (2007) uvádí, že studie hnutí Duha zdokumentovala jako nejvíce postižené území po těžbě Ústecký kraj, který se vyznačuje nejvyšší koncentrací oblastí, kde je zhoršený stav kvality ovzduší, zvýšený výskyt alergií a tak dále. Také Vráblíková et al. (2017) považuje Severní Čechy, především Chomutov, Most, Teplice a Ústí nad Labem) za těžbou nejvíce postiženou oblast Čr. Tato autorka uvádí, že největší podíl post-těžebních lokalit tvořily v těchto oblastech v roce 2015 lesnické rekultivace a to 6426,39 ha (46 %). Dalšími byly zemědělské rekultivace s rozlohou 4064,88 ha (29 %) a se složitým procesem zúrodnování půdy, a zatím nejmenší zastoupení měly hydričké rekultivace (984,56 ha 7 %), které se postupně rozšiřovali, především zatápením zbytkových jam povrchových lomů.

Těžba nerostných surovin má dlouhodobý dopad na charakter oblasti jako celku. Způsobuje řadu trvalých změn v území, doprovázených řadou negativních jevů, které ovlivňují podmínky a stav životního prostředí. Narušení způsobené těžbou nerostných surovin má na jedné straně za následek poškození nebo odstranění stávajících organismů a ekosystémů, na druhé straně odkryté nebo nadměrně zatížené plochy poskytují otevřený prostor pro šíření rostlin a živočichů z okolí. V závislosti na druhu těžené nerostné suroviny a způsobu její těžby zde často vznikají nové abiotické podmínky, které mimo jiné podporují i výskyt vzácných druhů živočichů a rostlin. Tyto organismy mohou být dalším předmětem ochrany a v mnoha případech tak mohou místa po těžbě hrát roli náhradních stanovišť a svým charakterem určovat podmínky pro kolonizaci vzácných a ohrožených druhů (Melichar et al. 2019).

Dle Řehounka et al. (2010) se mezi lokality, kde můžeme najít vzácné nebo i ohrožené druhy, řadí následující těžební oblasti:

3.3.1 Velkolomy

V případě velkých povrchových lomů se jedná o rozsáhlé zahloubené oblasti, kde jsou velkokapacitními kolesovými rypadly po patrech (vrstvách) odkrývány nadložní vrstvy hornin. Hnědouhelné vrstvy jsou uloženy různě hluboko. Aktivní velkolomy jsou téměř bez vegetace. Lze tu nalézt maximálně počáteční sukcesní stádia s minimálním vegetačním zastoupením. Hlavní funkci má ruderalní flóra, která se také často vyskytuje i na skládkách

(Bejček & Šťastný 1999). V České republice je nejvíce lomů zastoupeno v oblasti Severočeské hnědouhelné pánve. V současné době útlumu těžby uhlí se lomy stávají územími, která hledají nová využití v procesech rekultivace (Kuták 2023).

3.3.2 Výsypky

Výsypky jsou zpravidla charakterizovány jako rozsáhlé útvary (dosahující i stovky metrů), které vznikly sypaním nadloží při povrchové těžbě hnědého uhlí (Zavadil 2007; Doležalová et al. 2012). A dle Volného (1985) se výsypky podle místa výskytu dělí na vnitřní a vnější. Vnitřní výsypka znázorňuje objekt sypaných zemin a hornin ve vnitřním prostoru lomu, tedy jeho vytěžené části. Kdežto vnější výsypka je objekt ze sypaných zemin a hornin, umístěný mimo těžební prostor. Dle vertikálního členění se Výsypky rozdělují na vertikální, pak nadúrovňové, úrovňové a podúrovňové. Ve většině případů jde o plošné tabulové výsypky s převýšením nad okolní krajinu i několik desítek metrů (Bejček & Šťastný 1999). Vyplňují značnou část podkrušnohorských pánví na Mostecku a Sokolovsku (Zavadil 2007; Doležalová et al. 2012).

3.3.3 Pískovny a štěrkopísky

Vytěžené pískovny bývají většinou zalesňovány, v případě větších lomů slouží jako nové místo k vytvoření vodní plochy. Například v okrese Nymburk zauímají lomová jezera přes 50 % celkové rozlohy všech vytěžených pískoven. Při těžbě štěrkopísku je ovlivněn i reliéf, dochází k urychlení erozních procesů, což komplikuje případnou rekultivaci. V místech pískoven je vegetace bohatá na nepůvodní druhy flóry, například na březích to nejčastěji bývá zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (Matějček 2005).



Obr. 1 – detail třetihorní zkameněliny z pískovny Erika, vlastní foto

3.3.4 Rašeliniště

Rašelina se na rašeliništích získává z důvodu výroby zahradní rašeliny. Tento způsob výroby patří mezi významné antropogenní zákroky. Rašeliniště je odvodněno, vegetace se odstraní a silná vrstva půdy se sklídí (Salonen 1987; Price 1996). Odhaduje se, že 0,3 % rozlohy České republiky pokrývají rašeliniště (Spitzer et al. 1999), z toho největší zásoby rašeliny se nacházejí na Třeboňsku, kde je 30 % celostátních zásob uloženo v padesáti rašeliništích (Matouš 1988). Slatinná a přechodová rašeliniště se vyskytují po celém území České republiky od nejnižších poloh až po subalpínský stupeň (Hájek & Rybníček 2010; Chytrý et al. 2010).



Obr. 2 – rašeliniště v prostorech bývalého cínového dolu Rolava v Krušných horách, vlastní foto

3.3.5 Těžby jílu

Zvláštními typy jílových nerostů, které se těží, jsou především kaolin a bentonit (Jirásek et al. 2015). Nejvýznamnějšími oblastmi těžby jílu jsou důlní oblasti Čech s podložím složeným z usazených hornin (např. Plzeňsko, Podkrušnohorské a Jihočeské pánve, okolí Prahy)

a Morava (např. Znojensko, Břeclavsko, Boskovicko nebo Vidnavsko). Celkem se v roce 2013 nacházelo na území ČR 35 ložisek bentonitu, 70 kaolinu a 108 ostatních jílových ložisek (Melichar & Gremlica 2009; Řehounek et al. 2015).

V rámci České republiky tak mnohé ohrožené druhy organismů, které se dříve nacházely ve volné krajině, dnes přežívají převážně v činných nebo nerekvultivovaných těžebních prostorech a deponiích právě díky těžbě a tyto prostory také hrají zásadní roli v ochraně biologické rozmanitosti na všech úrovních. Není tedy vždy pravidlem, že má těžba pouze negativní dopady na krajinu, naopak pro některé vzácné živočichy, rostliny nebo houby může být opuštěná těžebna jejich novým útočištěm. Ekologická hodnota jednotlivých těžebních lokalit často spočívá v tom, že se jedná o stanoviště chudá na živiny. V důsledku toho hostí konkurenčně slabé druhy, které jsou velmi vzácné nebo z okolní krajiny rychle

mizí. Vhodnými rekultivačními postupy lze biodiverzitu v těchto oblastech zvýšit, ale špatné rekultivační postupy mohou být pro biodiverzitu škodlivé. Česká republika se k ochraně biologické rozmanitosti zavázala v několika mezinárodních úmluvách, zejména v Úmluvě o biologické rozmanitosti (Řehounek et al. 2015).

Stejně jako ve většině evropských zemí, i v České republice musí těžební společnosti ze zákona před zahájením těžby vypracovat plán sanace a rekultivace. Tento plán se zabývá úpravou terénu s ohledem na jeho budoucí využití a požadavky na vzhled budoucí krajiny (Kaplan 1979; Dentoni & Massaci 2007). A po ukončení těžby nebo druhotného odklizení jsou ve většině případů nejvhodnější přírodě blízké způsoby obnovy, kterými se rozumí především spontánní (samovolné) zarůstání lokality nebo řízená (kontrolovaná) sukcese, případně managementové zásahy podporující některá ohrožená společenstva nebo druhy (Řehounek et al. 2015).

3.4 Obnova míst narušených těžbou

Vzhledem k neustálému nárůstu povrchové těžby je stále důležitější řešit problémy sanace (snaha o nápravu škod způsobených činností člověka). Revitalizace post-těžební lokalit pak může probíhat buď řízenou rekultivací nebo využívat procesy přirozené obnovy ve formě spontánní či asistované sukcese.

3.4.1 Rekultivace

V rámci řízených, z části technických procesů obnovy v krajině degradované nebo devastované rozlišuje Štýs (1981) dva základní pojmy:

- melioraci, při níž dochází k obnově pouze některé z degradovaných krajinných prvků
- rekultivaci, která se týká devastované krajiny a zahrnuje úpravu všech přírodních prvků krajiny, což vede ke zcela novému stavu těchto prvků v krajině.

Rekultivace vyžaduje vyrovnání povrchu, obnovu svrchní vrstvy půdy a další využití starých těžebních ploch pro zemědělské, lesnické a stavební účely. Bez technických rekultivací se v budoucnu neobejdou zejména oblasti v blízkosti lidských sídel, komunikací nebo v místech silně ohrožených erozí (Prach 2006).

Rekultivace zahrnuje širokou škálu technik obnovy takových území, která byla narušena těžbou nerostných surovin. Obecně se jedná o obnovu biologické funkce dotčených území, která umožňuje opětovné začlenění těžbou narušených míst do krajinných struktur, obvykle s ohledem na další využití ploch člověkem (Melichar et al. 2019). Cílem rekultivace je obnovit přirozenou rovnováhu krajiny. Zahrnuje technické práce (terénní úpravy atd.), ale také biologické práce (vytváření agroekosystémů, zemědělské využití atd.).

Je třeba nadále podporovat revitalizaci, tedy konečnou úpravu devastovaného území, která zajistí vytvoření estetického krajinného fenoménu, obnovu přirozených funkcí ekosystému a zároveň plnohodnotné využití území v souladu s územním plánem.

Dle Vráblíkové et al. (2017) by měla být správně provedená rekultivace ekologicky vyvážená, zdravotně a hygienicky nezávadná, efektivní a potenciálně produktivní, esteticky

a rekreačně působivá. Měla by usilovat o vytvoření pestré krajinné struktury s vhodným zastoupením zemědělských, lesních vodohospodářských a rekreačních ploch.

Důležitým pojmem při rekultivacích antropogenně ovlivněných území je jejich resocializace, která zohledňuje člověka jako důležitý prvek při návratu krajiny po těžbě do okolního prostředí.

Obvyklé základní členění, které ve své práci uvádí např. Melichar et al. (2019) rozlišuje čtyři základní typy rekultivací, kterými jsou:

- zemědělské rekultivace,

Jedná se o jeden z nejdražších rekultivačních projektů. Vyžaduje vyrovnaní terénu, obnovu podstatné vrstvy půdy a v některých případech i několikaleté pěstování půdotvorných a krycích plodin. Kromě orné půdy do této kategorie řadíme i pastviny na rekultivovaných výsypkách, které nejsou obvykle horší kvality než přirozené pastviny, a dokonce je mohou svou produktivitou předčit.

- lesnické výsadby,

Obnova lesa je jednou z nejpoužívanějších technik při rekultivaci povrchových dolů. Obvyklým přístupem je vysazování místních pionýrských druhů následované cílovými druhy dřevin. Vhodné druhy se značně liší a závisí na konkrétním fyzickogeografickém prostředí a složením výsypek. Dřevinou, která přináší dobré výsledky při obnově lesa je borovice lesní (*Pinus sylvestris*).

- vodní (hydrické) rekultivace

- a ostatní typy rekultivací

Například vhodná kombinace parkových výsadeb, tvorba vodních nádrží či výstavba sportovních areálů pomáhají změnit opuštěné těžební oblasti na rekreační, lovecké a rybářské zóny (Mil'kov 1974).

A technické rekultivace patří mezi vysokonákladové, protože jejich cena sahá od 300 000 do 800 000 Kč. Náklady na zemědělské rekultivace se mohou pohybovat od 100 000 až do 300 000 korun na 1 ha. V případě lesních rekultivací sahají ceny do výše od 300 000 až do 600 000 Kč na 1 ha (Gremlica et al. 2011).

Nejčastějším cílem rekultivace vytěžené půdy je, aby ekosystémy vzniklé obnovou krajiny dosáhly stejné funkčnosti a struktury jako původní ekosystémy (Parker 1997).

Příkladem uplatnění rekultivací je Sokolovská uhelná, která má k přírodě blízkým rekultivacím vstřícnější přístup než těžební společnosti na Mostecku, včetně akceptování spontánní sukcese (Řehounek et al. 2010).

3.4.2 Sukcese

Podle Hendrychové (2008) jsou biotopy obnovené přirozeným vývojem mnohem přínosnější nejen z hlediska ekologické funkce, ale i z hlediska estetického dojmu jako prvek krajiny po těžbě.

Sukcese je zákonitý proces, při kterém jsou druhy nebo celá společenstva nahrazovány jinými, někdy až do konečného stadia (klimaxu). Jedná se o dlouhodobou, neperiodickou změnu, která na daném místě (stanovišti) probíhá určitým směrem (Prach 2006). Sukcese se ale také dá chápat jako postupný zákonitý vývoj rostlinného společenstva směřující ke stálosti – klimaxu (Tichá 2005). Další z definic říká, že sukcesí můžeme definovat jako spojitý proces kolonizace, který je směřovaný, nesezónní a vede k zániku populací jednotlivých druhů na určitém místě (Begon et al. 1997).

Sukcesí se rozumí vývoj ekosystému, který vede ke zvyšování jeho vnitřní organizace a ke stavu rovnováhy mezi akumulací a rozkladem organické hmoty. Výsledkem sukcese biocenózy je stabilní druhové a kvantitativní složení populací. Taková biocenóza se nazývá potenciální přirozená vegetace. Ve střední Evropě by závěrečným stadiem sukcese na většině území byly různé typy lesních ekosystémů, což však neznamená, že by zde krajina byla zcela zalesněná (Míchal 2001).

Obecně se sukcese se dělí na:

- spontánní a řízená asistovaná
- primární a sekundární.

Základním předpokladem pro možné využití přirozené/spontánní nebo řízené ekologické sukcese v procesu obnovy území dotčených těžbou nerostných surovin a jinou antropogenní činností je podle stavu příslušné legislativy z roku 2011 nezbytná dohoda mezi těžebními a rekultivačními společnostmi, báňským úřadem, místně příslušnými orgány státní správy v oblasti ochrany přírody a krajiny, ochrany zemědělského půdního fondu a lesního hospodářství a vlastníky pozemků. V nepřírodních biotopech vede tento typ sukcese ke vzniku suchozemských i vodních ekosystémů, konkrétně to mohou být mokřady, vodní nádrže nebo v případě suchozemských ekosystémů les (Gremlica et al. 2011).

Řehounek et al. (2010) se shodují, že nejjednodušším a nejlevnějším způsobem obnovy výsypek je spontánní sukcese, stejně jako v případě ostatních území narušených těžbou. Ta se může v odůvodněných případech různým způsobem usměrňovat, blokovat nebo i vracet zpět. Za ideální se považuje taková situace, kdy se předem se spontánní sukcesí počítá a připravují se pro ni podmínky již při plánování a v průběhu těžby, např. cíleným vytvářením členitějšího povrchu výsypek, především vytvářením zvodnělých depresí. Při těžbě a sypání výsypek by bylo rovněž žádoucí ponechávat v jejich sousedství (polo)přirozená přírodní společenstva, která pak mohou poskytovat zdrojové populace žádoucích druhů při spontánní kolonizaci výsypek. Probíhající sukcese se dá usměrňovat např. dosadbou nebo výsevem žádoucích druhů, nebo naopak omezováním druhů nežádoucích (např. invazních).

Přirozené procesy primární sukcese na devastovaných a opuštěných lokalitách spojených s těžbou mají smíšený charakter. Na jedné straně mohou být téměř stejně účinné jako metody ovlivněné člověkem, na druhé straně však mohou mít velmi malý účinek. Přesto je třeba

je ocenit, protože tyto procesy probíhají bez zásahu člověka. Proto je vhodné je do sanačních procesů zahrnout, kdykoli je to možné. Je však nutné prozkoumat faktory, které mohou přírodní procesy omezovat, a najít způsob, jak je překonat (Brandshaw 2000).

Sekundární sukcese probíhá v podmínkách, kdy je zachována původní půda (Melichar et al. 2019). Pokud porovnáme sekundární sukcesí od primární, tak sekundární se na rozdíl

od primární sukcese vyznačuje přítomností vyvinutých půd a zásobou latentních diaspor (Slavíková 1986). Díky těmto vlastnostem může být poněkud rychlejší než primární sukcese (zejména proto, že není omezena dostupností semen), i když oba procesy mohou po určité době sbíhají (Prach 1991).

3.4.3 Obnova z pohledu ekologie

Ekologická obnova se zabývá obnovou ekosystémů nebo i jejich částí, které člověk narušil jeho činností nebo ji dokonce úplně zničil. Dá se uvažovat o obnově populací, společenstev

i celých ekosystémů nebo krajín (Prach 2010; Řehounek et al. 2010).

Při rekultivačních postupech obnovy vznikají tři základní nově utvořená stanoviště, a to přirozené ekosystémy, přírodě blízké ekosystémy a antropoekosystémy.

Přirozené ekosystémy jsou výsledkem přirozené ekologické sukcese a probíhají v několika stupních: a) iniciační stadium; b) jedno nebo více přechodných, vývojových stadií; a c) finální (klimaxové) stadium – je určeno makroklimatickými a v některých případech i mezoklimatickými podmínkami. V našich podmínkách je finálním stádiem většinou les. V těchto ekosystémech dochází k vysoké biologické rozmanitosti, a to v podobě volně žijících živočichů, rostlin, ale i hub. Dalším charakteristickým znakem je vysoká ekologická stálost a schopnost překonat disturbační vlivy pomocí vlastních mechanismů autoregulace.

Přírodě blízké ekosystémy se od přirozených liší tím, že do vývoje zasahuje vhodnými a šetrnými postupy člověk. Těmito zásahy jsou například odstranění odpadů, vznik nových terénních depresí (nádrží), které slouží jako útočiště obojživelníkům při rozmnožování.

A antropoekosystémy jsou uměle vytvořené a vznikají díky technickým, zemědělským, lesnickým, vodohospodářským a dalším rekultivacím (Gremlica et al. 2011).

Bandyopadhyay & Maiti (2019) tvrdí, že úspěšnost ekologické obnovy v těžbou znehodnocených oblastech se dělí podle čtyř ukazatelů: složení společenstev rostlin a živočichů; aktivita enzymů; akumulace; a posledním ukazatelem je rozklad organické hmoty a zlepšení kvality půdy. Standardů pro měření ekologické obnovy je dle Society for Ecological Restoration International hned několik, pouze 3 základní však mohou být použitelné, vzhledem k jejich nízké finanční i časové náročnosti. Mezi tyto atributy patří: diverzita, struktura vegetace a ekologické procesy.

3.5. Princip kolonizace území

Frouz et al. (2007) uvádí, že pro obnovu ekosystému na výsypkách je klíčová obnova především půdy. Půda totiž hraje klíčovou roli v mnoha procesech, včetně růstu vegetace, distribuce živin, koloběhu vody a rozkladu organické hmoty (Pecharová et al. 2004).

Půdní procesy a jejich ovlivňující faktory by se daly dle Frouze et al. (2007) rozdělit následovně:

1. Vytváření optimálního prostředí pro rostliny: půda slouží jako substrát pro růst rostlin a reguluje pohyb vody a živin v krajině.

2. Faktory ovlivňující rychlost tvorby půdy: kvalita odumřelého substrátu; množství a kvalita organické hmoty; a aktivita půdních organismů.

3. Vývoj půdních organismů na výsypkách a humusová vrstva: závisí na vlastnostech substrátu, organické hmotě a možnostech kolonizace v těchto oblastech, kde probíhá rychlejší vývoj na rekultivovaných plochách díky přirozenému šíření žížal. Žížaly kolonizují spontánní plochy pomaleji, a to s 20 - 30letým zpožděním.

Dalo by se tedy říci, že rekultivace urychluje vývoj půdy díky cílenému šíření žížal, které podporuje tvorbu humusové vrstvy (Frouz et al. 2007).

Procesy sukcese, zahrnující osídlení rostlinami a příchod žížal, vedou k postupnému formování stabilních půdních agregátů s humusovým horizontem. To má za následek zlepšení vodního režimu a vznik úrodné půdy (Frouz et al. 2008; Cejpek et al. 2013).

Těžba by se neměla zahájit bez předchozího důkladného biologického průzkumu, a to jak v oblasti těžby, tak i v jejím okolí. Těžební procesy by měly být vedeny s ohledem na zachování a ochranu okolního prostředí. V ideálním případě by těžební aktivity neměly narušovat (polo)přirozená stanoviště a v nejlepším případě by mohly vést k jejich rozšíření. Pro přirozené osídlení těžbou poškozené oblasti je kriticky důležitá zóna o šířce přibližně 100 metrů v jejím okolí. Z této zóny se do narušené oblasti šíří nejvíce druhů rostlin a živočichů, které tak napomáhají jeho regeneraci (Řehounek et al. 2010). Například těžba kaolínu, ač narušuje krajinu, přináší i nečekané benefity. Vytváří se rozmanité tvary reliéfu – rýhy, prohlubně

a haldy, které obohacují krajinu a lákají k sobě pestrou škálu živočichů, rostlin a hub. Tyto nově vzniklé biotopy tak skýtají útočiště pro druhy, které by se zde dříve nevyskytovaly. Ekologická rekultivace těžebních oblastí kaolínu hraje klíčovou roli v ochraně biodiverzity. Obnova zdevastované krajiny umožňuje návrat rostlin a živočichů a zároveň chrání cenné přírodní lokality. V zájmu ochrany hnízdních lokalit ptáků a hmyzu je žádoucí ponechat v těžební oblasti i některé strmé a částečně nestabilní stěny, ideálně na jihu a jihozápadě, kde svítí slunce. Tyto skalní útvary slouží jako útočiště pro druhy, které hnízdí v norách (Melichar & Gremlica 2015; Řehounek et al. 2015). Vlha pestrá (*Merops apiaster*) a břehule říční (*Riparia riparia*), a hmyz, především blanokřídlí (*Hymenoptera*), nacházejí v těchto biotopech s hnízdními norami v zemi ideální podmínky. Je tedy důležité zachovat vybrané lomové stěny s kolmým a prudkým sklonem, které jsou protkány puklinami, výstupky a převisy. Tyto struktury poskytují hnízdní úkryt sokolům stěhovavým (*Falco peregrinus*), výrům velkým (*Bubo bubo*), poštolkám obecným (*Falco tinnunculus*) a některým pěvcům. Díky členitému povrchu se stěny brzy stanou domovem i pro průkopnické druhy rostlin (jako první osídlující nově vzniklá stanoviště), dřevin a hub na nich žijících, a také pro společenstva bezobratlých živočichů (Gremlica et al. 2011). Častým místem kolonizace bývají odkaliště-místa pro trvalé uložení sypkých odpadů z průmyslových provozů, které jsou často plaveny a usazovány za pomoci vody. V České republice se již po desetiletí zkoumá, jak se rostliny a další organismy zabydlují v místech odkališť. Díky dlouhodobému sledování mnoha lokalit jsou k dispozici hluboké znalosti o tom, jak se na odkalištích vyvíjí vegetace a osidlují je různé druhy. V poslední době se vědci zaměřují i na to, jak různé způsoby obnovy odkališť ovlivňují

rozmanitost bezobratlých živočichů (Tropek et al. 2015; Řehounek et al. 2015).

Dalšími kolonizovanými oblastmi jsou (již představené v předchozích kapitolách) kamenolomy, výsypky, pískovny a šterkopískovny, ale také těžebny jílu, rašeliny a další. Konkrétní kolonizované druhy z oblasti fauny budou představeny v následujících kapitolách.

3.6. Výskyt obratlovců v těžebních a post-těžebních oblastech

Pro pochopení, jakým způsobem se bude do budoucna vyvíjet počet obratlovců a dalších volně žijících živočichů, je klíčové porozumět vlivu lidské činnosti na jejich životní prostředí (Soto et al. 2023). Při rekolonizaci fauny je nezbytně nutné porozumět rekultivačním postupům a zajištění efektivního fungování obnovených ekosystémů, tvrdí Nichols & Nichols (2003).

Hendrychová (2008) uvádí, že v České republice dosud neexistují studie shrnující komplexní poznatky o všech společenstvech fauny v krajinách po těžbě. Spontánní sukcese zkrátka probíhá různými způsoby a za specifických podmínek prostředí (Prach 2003).

Biodiverzita České republiky se mění. Nové druhy se šíří na naše území, ať už samy vlivem klimatu, nebo jsou důsledkem lidské činnosti (zejména invazní druhy). Naopak mnoho druhů z naší země mizí, buď už pomalu ustupují, nebo jim hrozí vyhynutí. Některé druhy už bohužel zmizely a ohroženy jsou i různé typy přírodních stanovišť.

Nejohroženějšími typy přírodních stanovišť jsou u nás:

- otevřená krajina s nízkou intenzitou hospodaření (louky, mokřady, písčiny a podobné typy prostředí, které byly dříve extenzivně hospodářsky využívány a nyní zarůstají dřevinami),
- rybníky a jezera, podléhající eutrofizaci vlivem intenzivního chovu kaprů a splachů z polí,
- některé typy lesů, zvláště pak na jedné straně staré přirozené lesy a na druhé straně lesy s řídkým porostem a bohatou biodiverzitou (pařeziny, výmladkové porosty) (MŽP 2023).

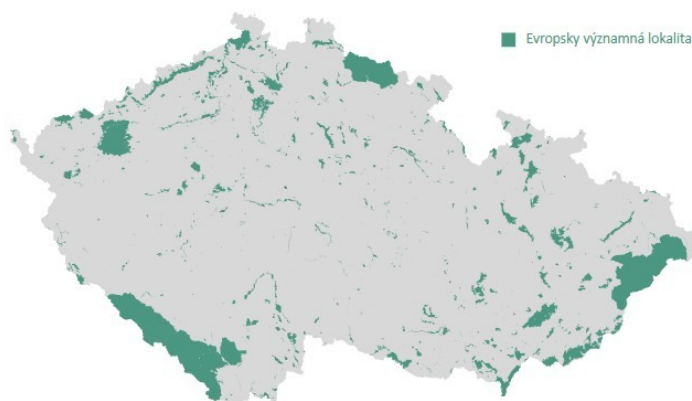
Hlavní hrozbou pro druhy je ničení jejich životního prostředí. To způsobuje, že nejvíce ohroženy jsou ty druhy, které se v minulosti přizpůsobily tradičním formám hospodaření, které už často neexistují. Mezi tyto druhy patří ptáci a savci kulturních stepí, konkrétně drozd cvrčala (*Turdus iliacus*) a křepelka polní (*Coturnix coturnix*), denní motýli, rovnokřídlý hmyz, rostliny extenzivně pasených luk a další. Tyto druhy jsou citlivé na znečištění a ztrátu biotopů. Ohroženy jsou i druhy vázané na chudá stanoviště, konkurenčně slabé druhy, druhy žijící ve vodě (obojživelníci, mihule, ryby, vodní a mokřadní ptáci, vodní hmyz a rostliny) a druhy vázané na přirozené lesy s mrtvým dřevem, a dále lesní druhy závislé na výmladkovém hospodaření nebo pastvě v lese (MŽP 2023).

Mnoho ohrožených druhů se dnes vyskytuje pouze v prostředích pozměněných lidskou činností, která se v něčem podobají jejich původním domovům. Tyto původní biotopy často zmizely kvůli změnám v užívání krajiny. Příkladem takových prostředí jsou výsypky po hnědouhelných dolech, odkaliště a lomy. Kvůli rozsáhlým změnám v užívání krajiny v posledních desetiletích a kvůli dalším vlivům dochází k unifikaci přírodních podmínek,

případně k jejich zásadním změnám, které vedou k poškození, úbytku nebo zániku biotopů řady druhů rostlin a živočichů. Ochrana rozmanitosti druhů a jejich společenstev v jejich původních biotopech je ohrožena šířením nepůvodních invazních druhů rostlin, živočichů a mikroorganismů a procesy probíhající v invazních společenstvech a na úrovni celé krajiny. Po ztrátě biotopů jsou biologické invaze druhým největším ohrožením pro rozmanitost druhů na celém světě (MŽP 2023).

Evropsky významné lokality jsou jedním ze dvou typů chráněných území v rámci soustavy Natura 2000. Jsou vyhlášovány pro typy přírodních stanovišť přílohy I a druhy přílohy II směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin („směrnice o stanovištích“). Požadavky směrnice jsou včleněny do zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Seznam typů přírodních stanovišť a druhů vyskytujících se v České republice, pro které mají být vyhlášeny lokality, je uveden ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí

č. 166/2005 Sb. Odborná kritéria výběru lokalit jsou součástí přílohy III směrnice. V současné době je v České republice vyhlášeno 1 112 evropsky významných lokalit, které zaujímají plochu 795 640 ha (10 % území ČR) (AOPK ČR).



Obr. 3 – přehled výskytu Evropsky významných lokalit, převzato od: <https://www.nature.cz/evropsky-vyznamne-lokality>

Mezi evropsky významné lokality, kde proběhla rekultivace, patří Kopistská výsypka, která je příkladem cenného biotopu včetně osídlení ochránářsky významných druhů a Radovesická výsypka, která byla vyhlášena významným krajinným prvkem.

Z důvodu ochrany vzácných druhů obojživelníků, zejména čolka velkého (*Triturus cristatus*), byla Kopistská výsypka v roce 2013 vyhlášena evropsky významnou lokalitou. Jedná se o rekultivovanou důlní výsypku o rozloze 152,8 ha mezi Mostem a Litvínovem. Výsypka se vyznačuje množstvím mělkých vodních nádrží, které vznikly samovolně v důsledku zachování terénních nerovností. Díky nim se stala domovem pro chráněné druhy obojživelníků. Plán péče o tuto chráněnou oblast zahrnuje ochranu stanovišť obojživelníků, včetně tzv. nebeských jezírek. Dlouhodobým cílem je přeměna stávajících lesů na porosty s přirozeným druhovým složením, čehož bude dosaženo výběrným hospodařením s

minimalizací těžké techniky. Kopistská výsypka je unikátním příkladem rekultivace důlní krajiny, která se stala důležitým biotopem pro ohrožené druhy obojživelníků. Kromě chráněných obojživelníků se na výsypce vyskytuje i řada dalších rostlinných a živočišných druhů. Je to cenná lokalita pro studium rekultivačních procesů a biodiverzity v dříve zdevastovaných oblastech (Melichar et al. 2019).



Obr. 4 – vytyčení Kopistské výsypky podle: https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/evl/index.php?pageposevl=25&SELECT_ID_USE_FILTERevl=&SELECT_ID_CHECK_ALLevl=&EXPORT_ALL_step=&ORDER_BYevl=v1.nazev

Tři kilometry východně od Bíliny leží Radovesická výsypka, z níž byla v roce 2016 část o rozloze 54 hektarů prohlášena za významný krajinný prvek. Jedinečnost Radovesické výsypky, coby největší výsypky Mostecké pánve s rozlohou 1200 hektarů, spočívá v možnosti pozorovat přirozený vývoj na neupravené části a sledovat dopad rekultivace na ekosystém celého území. Rekultivace výsypky probíhá od roku 1986, přičemž na některých částech už byla dokončena a na zbývajících by měla být ukončena do roku 2030. V roce 2000 byly na severní a jižní straně výsypky vyčleněny dvě 54hektarové oblasti pro studium přirozeného vývoje. Díky rozmanitosti biotopů a výskytu chráněných druhů (zejména obojživelníků, plazů a ptáků) byly tyto oblasti v roce 2016 prohlášeny za významný krajinný prvek (Melichar et al. 2019).

3.6.1 Savci

Téměř všechny těžební oblasti (6,67 milionu km², 99,5 % celkového rozsahu) ve 161 zemích se protínají s biotopem alespoň jednoho druhu savce, v Papua Nová Guinea to byl konkrétně druh *Myoictis wavicus* (vakomyš peruánská) (Sonter et al. 2022).

Nichols & Nichols (2003) zkoumali savce po těžbě v lese Jarrah v Austrálii. Výsledkem bylo pochopení zákonitostí rekolonizace savců, která vyžaduje zohlednění souběžných změn v širších populacích v tomto lese. U mnoho středně velkých druhů savců byl zaznamenán výrazný úbytek, a to před polovinou 90. let 20. století. Je obtížné přisuzovat vzorce rekolonizace ve vytěžených oblastech pouze těžbě a rekultivačním snahám.

Jedním ze savců, který se zde vyskytuje je západní quoll (*Dasyurus geoffroii*) - největší endemický masožravec jehož populace se na jihozápadě zmenšila na malé izolované skupiny a dnes je považován za téměř ohroženého.

Martins-Oliveira et al. (2021) ve svých studiích uvádí, že velcí a středně velcí savci, zejména ti, kteří si zajišťují potravu v lesích, jsou obzvláště zranitelní kvůli potřebě rozsáhlých území. Tito autoři jako první provedli komplexní analýzu výzkumných prací o celosvětových dopadech těžby na tyto živočichy. Za nejčastější a nejvýznamnější hrozbu byla označena ztráta biotopu v okolí dolů a ze 153 druhů savců, u nichž byl zdokumentován vliv těžby, není 84 % (celkem tedy 128 druhů) uvedeno v Červeném seznamu IUCN (Mezinárodní unie na ochranu přírody) jako ohrožené těžbou. Bylo navrženo, aby byly hrozby spojené s těžbou zahrnuty právě do hodnocení IUCN. Do budoucna je důležité, aby došlo k dalším podrobnějším výzkumům přímých a nepřímých dopadů těžby na tyto savce v různých ekosystémech, aby bylo možno posoudit jejich kvalitu života v těchto lokalitách.

Zachování částí původního biotopu, rekultivace krajiny a minimalizace rizika přímé mortality způsobené člověkem během rozvoje a po něm, mohou pomoci zachovat medvědy a další volně žijící živočichy v průmyslově pozměněné krajině (Bogdan et al. 2016).

V ČR, v okolí Kladna se nachází zhruba třicet menších výsypek po těžbě černého uhlí. Tyto výsypky se skládají převážně z hlušiny, tedy hlavně z permokarbonských sedimentů, ale běžně se na nich vyskytuje i škvára a popílek z hutí a dalších provozů. Navíc se na povrchu hald často objevuje stavební suť a různé druhy odpadu. Věk hald se pohybuje od 12 do více než 100 let. Těžba uhlí v této oblasti již skončila, takže raná sukcesní stadia jsou zde poměrně vzácná. Z chráněných a ohrožených druhů se v této oblasti vyskytuje převážně králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*).

V těžebnách rašelinišť na Šumavě se vyskytuje především myšivka horská (*Sicista betulina*) a los evropský (*Alces alces*) (Řehounek et al. 2010).

3.6.1.1 Drobní savci

Změny během regenerace po těžbě písku byly studovány na území, kde se dříve nacházel otevřený les Myall Lakes (sladkovodní jezera v oblastech Walesu v Austrálii). Prvním kolonizovaným druhem z řad drobných savců je introdukovaná myš domácí (*Mus*

musculus), druh přítomný na všech lokalitách. Nejdůležitějším výsledkem této studie je lepší pochopení procesů, které se podílejí na sukcesi drobných savců. *M. musculus* je v těžební sukcesi nahrazován *P. novaehollandiae* (New Holland mouse), tedy myška teplomilná (Fox and Fox 1984).

Drobní savci se dokážou rychle přizpůsobit změnám prostředí, a jsou proto považováni za indikátory kvality životního prostředí v krajinách, které byly ovlivněny lidmi (Pardini et al. 2005).

Čížková (2017) tvrdí, že drobní zemní savci jsou důležitou složkou lesního ekosystému v několika oblastech České republiky, mimo jiné i Krušných hor. Rejsci jsou schopni konzumovat vysoké množství bezobratlých a tím působí pozitivně proti přemnožení škůdců na lesních porostech. Naopak nejvíce negativně působí na lesní porosty skupina býložravých hlodavců, protože v počátečním růstu porostu hlodavci konzumují semena a poškozují kmínky, kořeny a sazenice lesních dřevin na nově vzniklých plochách. V našich podmínkách se jednalo v tomto výzkumu konkrétně o hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*), hraboše polního (*Microtus arvalis*), hrabošíka podzemního (*Microtus subterraneus*), hryzce vodního (*Arvicola amphibius*) a norníka rudého (*Myodes glareolus*).

3.7 Obojživelníci

Populace obojživelníků po celém světě se v roce 2006 dle Vojara zmenšovaly kvůli jejich specifickým nárokům na životní prostředí a citlivosti na jeho znečištění. V České republice byla hlavní hrozbou pro obojživelníky především povrchová těžba hnědého uhlí v severozápadních Čechách. Po ukončení těžby se v této oblasti začala formovat nová pestrá stanoviště, které postupně kolonizovaly různé druhy organismů, i obojživelníci. Tato studie zdůrazňuje důležitost procesů obnovy a ukazuje, že může být efektivnější a levnější než samotná rekultivace. Ochrana obojživelníků v těchto oblastech vyžaduje komplexní přístup, který zahrnuje jak zachování vodních biotopů, tak i okolních suchozemských oblastí.

Stanoviště s lesní rekultivací původních druhů dřevin:

Pokud se po těžbě zachovají oblasti s nerovným terénem, vznikne zde pestřejší prostředí s výskytem mokřadů v prohlubních, nebo i větších vodních ploch. V takových oblastech smíšených a listnatých lesů se vyskytují druhy vodního hmyzu a obojživelníků, které snášejí stín, například čolek horský (*Triturus alpestris*), čolek obecný (*Triturus vulgaris*), skokani (*Rana sp.*), kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*) a ropucha obecná (*Bufo bufo*) (Melichar et al. 2019).

Na Mostecku se rozprostírá rozsáhlá oblast výsypek, o celkové rozloze cca 150 km². Tyto výsypky se dělí na dva typy: vnější (zakládáné mimo těžební prostory) a vnitřní (vytvářené uvnitř dolů po vytěžení). Kromě výsypek se v tomto regionu nachází dalších 100 km² lokalit poznamenaných těžbou. Nejrozsáhlejší vnější výsypkou je Radovesická výsypka, která pohltila celé údolí na okraji Českého středohoří, včetně vesnic z okolí. I přes těžký zásah

do krajiny se zde daří chráněným druhům obojživelníků, mezi které patří: čolek velký (*Triturus cristatus*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), kuňka obecná (*Bombina bombina*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), ropucha obecná (*Bufo bufo*), ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*) a skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*) (Řehounek et al. 2010).

Na Růžodolské výsypce na Mostecku Civiš et al. v letech 2010 zjistil přítomnost houbového onemocnění (chytridiomykózy) u tří kuněk obecných (*Bombina bombina*). Tato nemoc má výrazný dopad na jejich populaci.

Na Podkrušnohorské výsypce se vyskytuje mnoho druhů obojživelníků, z nichž některé jsou ohrožené. Tyto druhy je nutno chránit před rekultivačními opatřeními. Obojživelníci se odchyťávají a přenášejí se na vhodná místa na výsypce, která již prošla rekultivací. V letech 2003-2006 bylo odchyceno 2000 obojživelníků a 24 snůšek žab. Nejvíce byla zastoupena ropucha obecná (*Bufo bufo*) a čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*).

V neurovnaném terénu před rekultivacemi se tvoří drobná jezírka, která slouží jako místa vhodná ke kolonizaci, včetně kriticky ohrožených druhů. Citlivá rekultivace umožňuje zachovat jezírka a přeměnit je na mokřady a slaniska. Úprava okolního terénu zajistí nízkou úživnost a výskyt širokého spektra vodních organismů, nebo naopak podpoří růst a potravní nabídky pro obojživelníky (i vodní ptactvo) (Frouz et al. 2007).

V roce 2022 probíhal před hranou lomu Jiří záchranný odchyt obojživelníků z odlesněného území. Vodní plochy a lokality vhodné pro rozmnožování obojživelníků byly v roce 2021 částečně odvodněny a další rok se v důsledku chybějícího jarního odvodnění vytvořily lokality s vodou, které obojživelníci aktivně využívali k rozmnožování. Bylo odchyceno celkem 295 čolků a 46 žab. Byla zde nalezena i rosnička obecná (*Hyla arborea*) a čolek horský (*Triturus alpestris*). V retenční nádrži byly zjara zjištěny stovky blatnic skvrnitých (*Pelobates fuscus*), avšak bez pulců. Retenční nádrže se nachází na území bývalého lomu Marie, leží zde 4 nádrže. Vysoká alkalita vody v nádrži zřejmě bránila vývoji snůšek blatnic. Řešením by do budoucna mohl být včasný přenos části snůšek do vedlejší nádrže s nízkou alkalitou, tvrdí Kosík & Příkryl (2022).

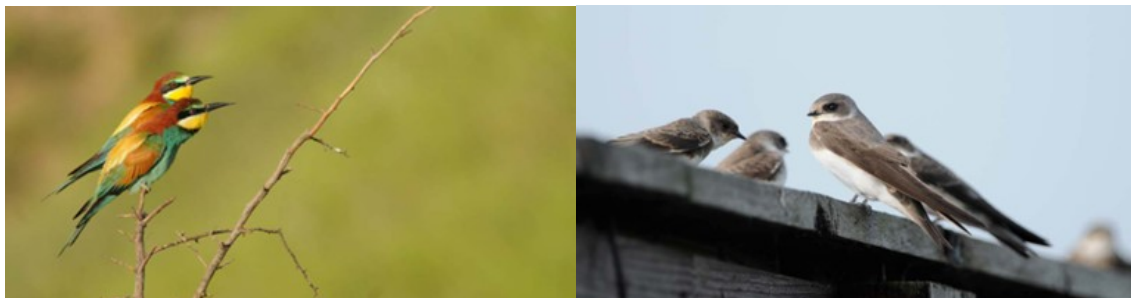
3.8 Ptáci

V jihozápadní Austrálii Nichols & Nichols (2003) zkoumali ptáky a jejich počty po těžbě bauxitu v lese Jarrah. Vzhledem k tomu, že na všech plochách byly použity stejné metody průzkumu fauny, bylo považováno za příhodné porovnávat celkové počty druhů ptáků mezi plochami. Vědci došli k následujícím výsledkům: Rekolonizace avifauny pralesa Jarrah probíhá nejrychleji ze všech skupin fauny obratlovců. Více než 95 % ptačích druhů se vrací zpět do vytěžených oblastí. Počet, hustota a diverzita ptačích druhů na obnovených plochách dosahuje podobné úrovně jako na netěžených lokalitách již osm let po obnově.

Na plochách těžeben v České republice se suchou těžbou písku, štěrkopísku a výsypek vznikají po těžbě díky specifickým podmínkám prostředí stanoviště, která jsou velmi významná pro zvláště chráněné druhy volně žijících ptáků. Po ukončení rekultivací je

důležité, aby dále probíhal monitoring a pokud možno také vhodný management v těchto oblastech. Významnými druhy ptáků jsou převážně ptáci vyhrabávající nory ve stěnách, mezi ně se řadí břehule (*Riparia*) a vlhy (*Merops*) (Melichar et al. 2019). Oba druhy vyhrabávají hnízdní nory ve svislých hlinito-písčítých stěnách (AOPK ČR 2015). Tyto hnízdní stěny by měly být vysoké minimálně 2,5 m a dlouhé 40 m a více. Při obnově je vhodné vytvářet nové stěny bez starých nor a odstraňovat staré nory a osypy. Důležité je také kácet stromy v blízkosti stěn, aby nedocházelo k zastínění. Vhodná doba pro úpravy stěn je předjaří (březen-duben). Břehule říční (*Riparia riparia*) preferují opuštěné písčovny. V případě zničení hnízdiště v prostorách těžby, ať už kvůli sesuvu stěny po deštích nebo odtěžením, zanikne i velká část populace. Staré opuštěné písčovny poté zase zarůstají keři a stromy, některé se zaváží nejruznějším materiálem, zbytky stěn zvětrávají a postupně se sesouvají (AOPK ČR 2015). Břehule se vyhýbají se hnízdění v blízkosti osypů. Vhodná je pro ně mozaika neurovnaných ploch, urovnaných ploch zemědělské rekultivace a klasických zemědělských rekultivací. Kdežto vlha pestrá (*Merops apiaster*) se vyskytuje i na výsypkách. Vlhy hnízdí například i v oblastech Moravy. Mozaika stanovišť pro vlhy není tak důležitá jako pro břehule.

Dalo by se říci, že břehule a vlhy sdílí podobné nároky na hnízdění, ale liší se v preferenci stanovišť. Pro ochranu obou druhů je důležité vytvářet a udržovat vhodné hnízdní stěny a mozaiku stanovišť. Mozaika umožňuje migraci druhů otevřených stanovišť mezi jednotlivými sukcesními stanovišti. Vhodným řízením takové mozaiky v krajině může být pastva (extenzivní pastvina jako celek) (Melichar et al. 2019).



Obr.5 - vlha pestrá (*Merops apiaster*)

Obr. 6 – břehule říční (*Riparia riparia*)

Oba obrázky jsou převzaty od:

jmpcso.cz/wp-content/uploads/2018/03/Plán-péče-brehule-a-vlha-jizni-Morava.pdf

Vhodná stanoviště k hnízdění vlh a břehulí:



Obr. 7- jezero Medard, vlastní foto



Obr. 8 - bývalá pískovna Erika, vlastní foto

Těžebny jílu poskytují biotopy pro širokou škálu ptačích druhů s různými nároky na prostředí. Některé druhy ptáků těží z těžebních aktivit, například z hnízdních možností v budovách v těžebních prostorech. I tyto lokality jsou důležitým stanovištěm pro břehule říční (*Riparia riparia*) (spolu s pískovnami a uhelnými doly) (Krása & Matějů 2009). Těžebny jílu slouží také jako loviště a hnízdiště pro skupinu vlaštovkovitých ptáků a rorýsů obecných (*Apus apus*). Otevřená stanoviště kolonizují převážně kulík říční (*Charadrius dubius*) a skřivan lesní (*Lullula arborea*). V oblastech ruderalní vegetace se vyskytuje bramborníček hnědý (*Saxiola rubetra*), koroptev polní (*Perdix perdix*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*) a ťuhák obecný (*Lanius collurio*). Druhy, které hnízdí v okolních lesích jsou: krahujec obecný (*Accipiter nisus*) a krkavec velký (*Corvus corax*). A z náletových lesů jsou to: včelojed lesní (*Pernis apivorus*), žluna zelená (*Picus viridis*) a žluna hajní (*Oriolus oriolus*), uvádí Řehounek et al. (2010).

Korejs et al. (2023) zkoumali devítiletý vývoj ptačího společenstva na Radovesické výsypce. Lesnická obnova zahrnující výsadbu stromů, byla spojena s vyšší produktivitou vegetace a zvýšenou pokryvností podrostu i korunových vrstev. Umožnila zvýšení rozmanitosti společenstva ptáků, protože ji preferovalo mnoho druhů, které obvykle obývají lesy a křoviny.

Vzácné druhy však přitahovala pouze v oblastech se zvýšenou pokryvností podrostu. Naopak zemědělská obnova byla spojena se zvýšenou pokryvností bylin a přilákala druhově chudou, ale cennou skupinu vzácných lučních ptáků. Některé plochy na lokalitě byly ponechány spontánní sukcesi vegetace, což umožnilo zvýšení druhové bohatosti a kolonizaci vzácných druhů ptáků a přilákalo mokřadní druhy. Vzhledem k historickému kontextu okolní krajiny se do budoucna doporučuje hospodaření, které by zachovávalo jedinečné skupiny ptáků spojené s jednotlivými typy hospodaření. Konkrétně to zahrnuje umožnění nerušeného průběhu spontánní sukcese, zachování keřového patra vnášením rušivých vlivů a zabránění nahrazení cenných travních porostů vysazenými lesy (Korejs et al. 2023).

Zavadil (2022) prováděl výzkum v Krušných horách. V lomu Jiří na Sokolovsku, převážně ve vnitřních výsypkách vznikají cenné sekundární biotopy, jako jsou mokřady

s rákosem, které jsou důležité pro řadu ohrožených druhů ptáků. Bohužel, tyto biotopy jsou pomíjivé, jelikož většina ploch je rekultivována na zemědělskou půdu. Rákosiny jsou důležité pro slavíka modráčka (*Luscinia svecica*), ale i pro další druhy, kterými jsou strnad rákosní (*Emberiza schoeniclus*), potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*), lyska černá (*Fulica atra*) a další. Přestože se počet druhů ptáků v lomu Jiří v posledních letech mírně zvýšil, u některých ohrožených druhů dochází naopak poklesu populace. Zvláště cenné jsou biotopy s řídkým bylinným patrem a mokřady s bohatým pásmem stojatých vod.

Bylo zjištěno, že v lomu Jiří se vyskytuje 130 druhů ptáků, z nichž 43 je zvláště chráněných. Šťastný et al. (2017) uvádí, že ze 130 druhů je 5 druhů zařazeno do skupiny s názvem kriticky ohrožený druh. U 42 druhů odhadl Zavadil (2022) počet hnízdicích párů pro rok 2022 na cca 490. Průzkum poukazuje, že lom Jiří je důležitým biotopem pro řadu ohrožených druhů ptáků a je nutné chránit jeho biotopy i v budoucnu. V tomto lomu dochází k vysoké diverzitě a abundanci některých dříve běžných ptáků, které z krajiny ubývají (například bramborníček černohlavý).

Šálek (2012) uvádí, že ptačí společenstva v oblastech s povrchovou těžbou byla trvale druhově bohatší na spontánně vyvinutých lokalitách ve srovnání s rekultivovanými místy ve všech fázích sukcese. Druhové bohatství rostlo s věkem lokality v důsledku rostoucí heterogenity stanovišť. Ochranná hodnota ptačích společenstev byla na rekultivovaných lokalitách obecně nižší než na spontánně vyvinutých místech a klesala i s jejich věkem. Nejcennější komunity se vyvinuly na raných sukcesních lokalitách a původních křovinách, protože ty byly osídleny specialisty, kterých bylo v okolní krajině málo.

Výsledkem studie Šálka (2012) bylo, že lokality ponechané přirozené obnově (spontánní sukcesí) jsou pro biodiverzitu ptáků vhodnější než rekultivované lokality. Tyto informace jsou důležité pro vývoj ochrannářských strategií, které upřednostňují přirozenou obnovu před intenzivními rekultivačními postupy.

3.9 Ryby

Po ukončení těžby štěrkopísku u Olomouce vzniklo v prostoru Chomutovské jezero. Tato lokalita byla částečně rekultivována a v roce 1991 bylo jezero a jeho okolí vyhlášeno jako přírodní rezervace. Dnes je jezero přírodní památkou. Rybí biota a možnosti, jak ji výrazněji ovlivnit jsou zde omezeny již samotným charakterem nádrže. Je totiž považována za neovladatelný vodní prostor, protože zde není možnost slovit nádrž jejím vypuštěním. Rybí obsádka Velkého jezera byla zásadním způsobem formována rybářským využitím, zejména zarybňovacím plánem.

Z hlediska zájmů ochrany přírody by bylo ideálním cílem omezit rybářské hospodaření na tomto jezeře a také omezení projevů eutrofizace vodního prostředí. Dále vytvoření podmínek pro výskyt širokého spektra původních druhů ryb a jejich přirozenou reprodukci. (Kostkan & Rulík 2013).

Po zatopení lomu na Janovičově vrchu v roce 2005 se průhlednost vody postupně snižovala. Důvodem byl přirozený vývoj nově napuštěných nádrží a živelné vysazování ryb. Cílem bylo zlepšit kvalitu vody a dosáhnout rovnováhy v ekosystému.

V lomu se vyskytovaly ryby žádoucí: štika obecná (*Esox lucius*), bolen dravý (*Aspius*

aspius) a candát obecný (*Stizostedion lucioperca*) a mezi nežádoucí se řadily: karas stříbřitý (*Carassius auratus*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*) nebo plotice obecná (*Rutilus rutilus*). Dále byla snaha cíleně potlačit okouna říčního (*Perca fluviatilis*), protože i dnes je tento druh hrozbou pro obojživelníky. Z dalších ryb se zde vyskytovala ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), jelec jesen (*Leuciscus idus*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*) a sumeček americký (*Ictalurus nebulosus*), kterého se už povedlo potlačit. Žádoucí ryby se v lomu ponechávají nebo vysazují, nežádoucí se naopak regulují (pomocí odlovu). Lom je chráněnou přírodní památkou a území se řídilo pravidly s plánem péče na období 2014-2019. Bylo naplánováno rozčlenění mělkých částí lomu na tůně nepřístupné rybám, protože tím by se zlepšily podmínky pro obojživelníky a rozvoj mokřadní vegetace. K rozčlenění by se používal pouze místní materiál (AOPK ČR 2014).

3.10 Plazi

Piccolo et al. (2014) ve svých výsledcích sděluje, že celosvětová diverzita plazů je ze všech suchozemských obratlovců nejvyšší, převážně v oblastech Austrálie. Jejich nedostatečné zastoupení vede k nedostatkům informací a znalostí z pohledu ekologie plazů. Nichols & Grant (2007) se shodují, že ze skupiny obratlovců se rekolonizace plazů řadí mezi nejpomalejší, pravděpodobně kvůli jejich specifickým nárokům na mikrostanoviště.

Tilan (2024) dodává, že vyhynutí hrozí více než jednomu z pěti plazů na světě, podle studie Global Reptile Assessment. Toto hodnocení je součástí Červeného seznamu ohrožených druhů IUCN. Z přehledu počtu 10 196 plazů vyplynulo, že 21 % z nich pravděpodobně vyhynulo (Cox et al. 2022). Hlavním nebezpečím pro plazy je ztráta stanovišť a sběr, kterým je třeba v rámci ochrannářského úsilí adekvátně čelit. Zachování biodiverzity tedy vyžaduje znalosti a informace, které umožní záchranu a ochranu druhů (Niesenbaum 2019).

Cílem studie Doherty et al. (2020) bylo posoudit, jak populace plazů reagují na antropogenní změny biotopů a zda tyto reakce ovlivňují charakteristiky druhů a faktory prostředí. Vědci analyzovali databázi celkem 56 studií, které uváděly, jak modifikace stanovišť ovlivnila početnost plazů. Ve svých metodách výpočtů vypočítali standardizované průměrné rozdíly v početnosti. 28 % všech druhů bylo na Červeném seznamu IUCN ohroženo vyhynutím za rok 2019.

Výsledkem bylo zjištění, že přeměna biotopů má celkově negativní vliv na početnost plazů. V modifikovaných biotopech byla abundance v průměru o třetinu nižší než v biotopech nemodifikovaných. Malé domovské oblasti a malá velikost snůšek byly spojeny s negativnější reakcí na úpravu stanoviště. Některé čeledi vykazovaly více negativních vlivů než jiné, ale v datech nebyl patrný žádný celkový fylogenetický signál. Největší negativní vliv na početnost plazů měla těžba, která byla následovaná zemědělstvím, pastvou a zmenšením velikosti oblastí, zatímco průměrný vliv těžby byl neutrální.

Souhrnem lze říci, že ničení biotopů způsobené těžbou má mnohem větší negativní dopad na populace plazů (i obojživelníků) než samotné znečištění, které způsobují kovy z těžby. (Sasaki et al. 2015).

Chráněnými druhy plazů jsou v České republice, konkrétně v oblasti Mostecké pánve: ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*) a užovka obojková (*Natrix natrix*). Naopak na Kladenské výsypce se za chráněný druh nepovažuje ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*) (Řehounek et al. 2010).

4 Závěr

Tato bakalářská práce se zabývala kolonizací území ovlivněných těžbou nerostných surovin společenstvy obratlovců. Práce se zaměřila na shrnutí dostupných poznatků z literatury.

Shrnutí poznatků z literatury se zaměřovalo na studium kolonizace opuštěných těžebních lokalit obratlovci v České republice a potažmo v Evropě, v některých případech i v globálním měřítku. Podle Řehounka et al. (2010) patří mezi příklady těžebních lokalit pískovny a šterkopískovny, výsyvky, těžená rašeliniště, kamenolomy, těžebny jílu a odkaliště.

Bylo zjištěno, že převážně opuštěné lomy a výsyvky představují pro mnoho druhů obratlovců důležitou ekologickou niku. Ta jim nabízí potravu, úkryt, zázemí a pro avifaunu místa ke hnízdění. Nicméně, kolonizace těchto území je ovlivněna řadou faktorů, jako je typ těžby a velikost; dostupnost zdrojů a přítomnost konkurenčních druhů.

V daných lokalitách se dle průzkumů vyskytuje poměrně vysoký počet vzácných a chráněných živočichů, spadajících do kategorie Červeného seznamu IUCN. Výsledky práce ukázaly, že kolonizace post-těžebních území obratlovci je komplexní proces, který je ovlivněn řadou faktorů. Znalost těchto faktorů je důležitá pro pochopení dynamiky populací obratlovců v těchto oblastech a pro efektivní management těžebních aktivit.

Přínosem práce jsou poznatky pro případnou praxi a pomohla blíže definovat ochranu obratlovců v prostorech s těžbou nerostných surovin.

Doporučením pro další výzkumy by mohlo být provedení detailnějších studií kolonizace opuštěných těžebních oblastí skupinou ryb a plazů, jelikož tato skupina obratlovců nebyla doposud natolik prozkoumána jako například ptactvo, nebo obojživelníci.

5 Literatura

- Begon M., Harper, J. L., Townsend C. R., 1997: Ekologie. Jedinci, populace, společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Bejček V, Šťastný K. 1999. Fauna Tušimicka. Grada, Praha..... BEJČEK, Vladimír a ŠŤASTNÝ, Karel. *Fauna Tušimicka*. Praha: Grada, 1999. ISBN 80-7169-875-X.
- BEJČEK, Vladimír a ŠŤASTNÝ, Karel. Fauna Tušimicka. Praha: Grada, 1999. ISBN 80-7169-875-X.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51:89-100.
- Byndyopadhyay S, Maiti SK. 2019 Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. *Environmental Quality Management* 29(1):89-100.
- Cox N, Young B E, Bowles P, Fernandez M, Marin J, Rapacciuolo G, Böhm M, Brooks T M, Hedges S B, Hilton-Taylor C, Hoffmann M, Jenkins R K B, Tognelli M F, Alexander G J, Allison A, Ananjeva N B, Auliya M, Avila LJ, Chapple D G, Cisneros-Heredia DF, Cogger HG, Colli GR, de Silva A, Eiseberg CC, Els J, Ansel Fong G, Grant TD, Hitchmough RA, Iskandar DT, Kidera N, Martins M, Meiri S, Mitchell NJ, Molur S, de C. Nogueira C, Ortiz J C, Penner J, Rhodin AGJ, Rivas GA, Rödel MO, Roll U, Sanders KL, Santos-Barrera G, Shea GM, Spawls S, Stuart BL, Tolley KA, Trape JF, Vidal MA, Wagner P, Wallace BP, Xie Y. 2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature* 605:285-290.
- Cristescu B, Stenhouse GB, Boyce MS. 2016. Large Omnivore Movements in Response to Surface Mining and Mine Reclamation. *Scientific Reports* 6:19177.
- Čiviš P, Vojar J, Baláž V. 2010. Chytridiomykóza – hrozba pro naše obojživelníky? *Ochrana přírody* 4:18-20.
- Čížková M. 2017. Vědci mapovali výskyt drobných savců v různých podmínkách horských lesů. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Brno.
- Dentoni V, Massacci G. 2007. Visibility of surface mining and impact perception. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 21(1):6-13.
- Doherty TS, Balouch S, Bell K, Burns TJ, Feldman A, Fist CH, Garvey TF, Jessop TS, Meiri S, Driscoll DA. 2020. Reptile responses to anthropogenic habitat modification: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 29: 1265–1279.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Akademia, Praha, 583 s.
- Fox BJ, Fox MD. 1984. Small-mammal recolonization of open-forest following sand-mining. *Australian Journal of Ecology* 9:241-252.
- Frouz J., Popperl J., Přikryl I., Štrudl J., 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26pp.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Hánel L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalcík J. & Řehouňková K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. – *European Journal of Soil Biology* 44, 109–121.
- Gremlica T, Cílek V, Vrabec V, Zavadil V, Lepšová A. 2011. Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. Ústav pro ekopolitiku, Praha.

- Hendrychová, M. (2008). Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1, 63-78.
- Hendrychová, M., 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. In: *Journal of Landscape Studies*. 1(1): 63–78.
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P. eds. 2010. Katalog biotopů České republiky. Ed 2. AOPK ČR, Praha.
- Jaroslav Kuťák/Fakulta architektury ČVUT v Praze. 2023. METODY A PŘÍSTUPY ZNOVUVYUŽITÍ BÝVALÝCH VELKOLOMŮ V REGIONU SEVEROČESKÉ HNĚDOUHELNÉ PÁNVE. In: *Člověk, stavba a územní plánování* 16. Praha: CTU. Faculty of Civil Engineering. 2023. p. 10-20. ISSN 2336-7687. ISBN 978-80-01-07215-8. Dostupné z <https://www.fa.cvut.cz/cs/vyzkum-a-spoluprace/publikace/60392-metody-a-pristupy-znovuvyuziti-byvalych-velkolomu-v-regionu-severoceske-hnedouhelne-panve> (zpřístupněno březem 2024).
- Jirásek, J., Sivek, M. & Láznička, P. 2015. Ložiska nerostů. Geologický portál. Dostupné z http://geologie.vsb.cz/loziska/loziska/loziska_nerud.html (zpřístupněno dubem 2024).
- Jirásek, J., Sivek, M. & Láznička, P. 2015: Ložiska nerostů. Geologický portál. Dostupné z http://geologie.vsb.cz/loziska/loziska/loziska_nerud.html (zpřístupněno dubem 2024)
- Jongepierová I, Pešout P, Jongepier JW, Prach K. 2012. Ekologické obnova v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Juan SVS, Christopher B, Andrew W, Juan CCD. eds. 2021. Human disturbance and shifts in vertebrate community composition in a biodiversity hotspot. *Conservation Biology* 36:13813.
- Kaplan, S., 1979. Concerning the power of content-identifying methodologies. In: *Assessing Amenity Resource Values*. USDA Forest Service General Technical Report RM-68, pp. 4-13.
- Key Findings from Almost 30 Years of Monitoring and Research. *Restoration Ecology* 15:116-126.
- Korejs K, Šálek M, Bejček V, Musil P, Šťastný K, Volf O, Riegert J. 2023. Nine-year bird community development on Radovesická spoil heap: impacts of restoration approach and vegetation characteristics. *Landscape and Ecological Engineering* 20:237.
- Krása P., Matějů J. (2009): K výskytu břehule říční (Riparia riparia) v Karlovarském kraji. – *Sborník muzea Karlovarského kraje*, 12: 229–236.
- Kubáňová J. 2007. Útlum těžby: Impulz k oživení Ústeckého kraje. Hnutí DUHA 2007.
- Kubáňová J. 2007. Útlum těžby: Impulz k oživení Ústeckého kraje. Hnutí DUHA. Dostupné z https://hnutiduha.cz/sites/default/files/publikace/typo3/oziveni_ustecka.pdf (zpřístupněno březem 2024).
- M. Kosík, I. Příkryl: Informace o průběhu a výsledcích záchranných prací v předpolí lomu Jiří provedených ENKI, o.p.s. Třeboň v roce 2022, říjen 2022
- Martins-Oliveira TA, Zanin M, Canale GR, da Costa CA, Eisenlohr PV, de Melo AFCS, de Mello FR. 2021. A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. *Journal for Nature Conservation* 62.
- Matějček, T. (2005): Vytěžené pískovny a jejich začlenění do krajiny. In: *Živa*, LXXVII, č. 6, s. 251–252.
- MATOUŠ J.: Rašelina, její využití a rekultivace rašelinišť na Třeboňsku z hlediska státního podniku Rašelina Soběslav, 147 - 152. In: PŘIBYL S., JANDA J., JENÍK J.: *Ekologie a*

- ekonomika Třeboňska po deseti letech. Třeboň, 1988.
- Melichar et al. (2019): Vliv těžby a rekultivace šterkoven na hnízdni ekologii břehule říční (*Riparia riparia*) a vlhy pestré (*Merops apiaster*). *Acta Musei Silesiae Opaviensis, Naturalis*, 58(2), 229-242.
- Melichar J, Pavlíček P, Kohlová MB, Frouz J, Máca V, Kaprová K, Karel J. 2019. Metodika pro hodnocení alternativních způsobů obnovy post-těžební krajiny. Centrum pro otázky životního prostředí, Univerzita Karlova, Praha. Těžba ner.sur.
- MÍCHAL, Igor. 2001. Netknutá příroda jako součást kulturní krajiny? In Kol. autorů. Tvář naší země – krajina domova. Svazek úvodní. Lomnice nad Popelkou: Česká komora architektů, 2001. s. 49-58.
- Mil'kov FN. 1974. The Class of Anthropogenic Industrial Landscapes. *Soviet Geography* 15(8): 453-463
- Ministerstvo životního prostředí. 2023. Aktualizovaná koncepce výzkumu, vývoje a inovací Ministerstva životního prostředí na léta 2016 až 2035 s výhledem do roku 2050. Pages 1-74. Česká republika.
- Niesenbaum RA. 2019. The Integration of Conservation, Biodiversity, and Sustainability. *Multidisciplinary Digital Publishing Institute* 11(17):1-11.
- Nichols OG, Nichols FM. 2003. Long-Term Trends in Faunal Recolonization After Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11(3):261-272.
- Owen GN, Carl DG. 2007. Vertebrate Fauna Recolonization of Restored Bauxite Mines
- Parker VT. 1997. The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. *Restoration Ecology* 5(4):301-306.
- Pecharová, E., Procházka, J., Wotavová, K., Sýkorová, Z., Pokorný, J., 2004. Restoration of landscape functions after termination of the coal mining. In: *Životné prostredie*. 38 (3): 151–155.
- Prach Karel. 2006/5. Příroda nepracuje zadarmo; Technické, nebo přírodní rekultivace?. *Časopis Vesmír* 85, 272. Dostupné z <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2006/cislo-5/priroda-pracuje-zadarmo.html> (zprístupněno březem 2024).
- Prach, K. (1991): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích. Habilitační práce. Třeboň, 161 s.
- Prach, K., 2006. Příroda pracuje zadarmo. Technické, nebo přírodní rekultivace? In: *Vesmír*. 85 (5): 272–277.
- 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. In: *Environmental Science and Pollution Research*. 19 (11): 7680–7685.
- Price JS. 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes*. 10: 1263–1272.
- Řehounek J, Řehouňková K, Prach K. 2010. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Řehounek J, Řehouňková K, Tropek R. & Prach, K. (2015) Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Salonen V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Holarctic Ecology on JSTOR* 10: 171–174.

- Sasaki K, Lesbarreres D, Watson G, Litzgus J. 2015. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution. *Ecological applications* 25:2240-2254.
- Slavíková, J. (1986): Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, 368 s.
- Sonter L, Lloyd T, Kearney SG, Di Marco M. 2022. Conservation implications and opportunities of mining activities for terrestrial mammal habitat. *Conservation Science and Practice* 4(12).
- Spitzer K, Bezděk A, Jaroš J. 1999: Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. *Journal of Insect Conservation* 3: 97–106.
- Starý J, Sitenský I, Mašek D, Gabriel Z, Němec M, Hodková T, Vaněček M, Novák J, Kavina P. 2022. Surovinové zdroje České republiky. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.
- Šálek M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *British ecological society* 49:1417-1425.
- Šťastný K., Bejček V. & Němec M. 2017: Červený seznam ptáků České republiky. In: Chobot K. & Němec M. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Příroda, Praha, 34: 108-154.
- ŠTÝS, S. (1981): Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL – Nakladatelství technické literatury. Praha, 678 s.
- Tichá, M. 2005: Monitoring rostlinných společenstev v LBC Hráza Kroměříž. *Venkovská krajina 2005, sborník příspěvků z mezinárodní konference*: 162 – 165
- Tilan JE. 2024. Diversity and Conservation Status of Reptiles in Aliwagwag Protected Landscape: Basis for Localized Instructional Material Development. *Multidisciplinary International Journal of Research and Development* 3(4):1-14.
- Vojar J. 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 37(1):35-40.
- Vráblíková J, Vráblík, P, Wildová E. Reclamation, restoration and resocialization of an anthropogenically affected landscape as tools of sustainable development. Conference proceeding: Public recreation and landscape protection – with nature hand in hand? 1st – 3rd May, 2017, Brno. Mendel University Brno. 277-284 pp.
- Parker VT. 1997. The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. *Restoration Ecology* 5(4):301-306.
- Zavadil V. 2022. PTÁCI VELKOLOMU JIŘÍ NA SOKOLOVSKU, SBORNÍK MUZEA KARLOVARSKÉHO KRAJE 30:151-185
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1997. Ekologie: jedinci, populace a splečenstva. Univerzita Palackého, Olomouc.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation - Advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51:89–100.
- Doležalová J, Vojar J, Smolová D, Solský M, Kopecký O. 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43:5–12.
- Forman RTT, Godron M. 1993. Krajinná ekologie, 1st edition. ACADEMIA, Praha. Available from <https://search.mlp.cz/>.
- Hájek M, Rybníček K. 2010. R2 Slatinná a přechodová rašeliniště. Page 447 in Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P, editors. Katalog biotopů České republiky, 2nd edition. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Kaplan S. 1979. Concerning the power of content-identifying methodologies. Pages 6–13 *Assesing amenity Resource Values*, 1st edition. USDA Forest Service.

- Lepšová A. 2011. Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin.
- Matějček T. 2005, June. Vytěžené pískovny a jejich začlenění do krajiny. *Magazín ŽIVÁ*:251–252. Available from <https://ziva.avcr.cz/>.
- Matouš J. 1988. Rašelina, její využití a rekultivace rašelinišť na Třeboňsku z hlediska státního podniku Rašelina Soběslav. Pages 147–152 *Ekologie a ekonomika Třeboňska po deseti letech*. Třeboň.
- Melichar J, Pavelčík P, Kohlová M, Frouz J, Máca V, Kaprová K, Karel J. 2019. Metodika pro hodnocení alternativních způsobů obnovy post-těžební krajiny.
- Melichar V, Gremlica T. 2010. Těžebny jílů. Pages 89–105 in Řehounek J, Řehouňková K, Prach K, editors. *Ekologická obnova-území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*, 1st edition. Calla, České Budějovice. Available from <https://www.calla.cz/>.
- Míchal I. 2001. Netknutá příroda jakosoučást kulturní krajiny? Pages 49–58 *Tvář naší země-krajina domova*, 1st edition. Studio JB, Lomnice nad Popelkou.
- Mil'kov FN. 1974. The Class of Anthropogenic Industrial Landscapes. *Soviet Geography* **15**:453–463. Available from <https://doi.org/10.1080/00385417.1974.10770695>.
- Motorina L V. 1966. The rehabilitation of land that has been disturbed by industry. *Soviet Geography*:1966.
- Nichols OG, Grant CD. 2007. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines - Key findings from almost 30 years of monitoring and research. *Restoration Ecology* **15**:116–126.
- 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. 2010. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Page (Řehounek J, Řehouňková K, Prach K, editors), 1st edition. Calla, České Budějovice.
- Price JS. 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* **10**:1263–1272.
- Salonen V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Ecography* **10**:171–174.
- Sasaki K, Lesbarreres D, Watson G, Litzgus J. 2015. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution. *Ecological Applications* **25**:2240–2254.
- Sasaki K, Lesbarreres D, Watson G, Litzgus J. 2015. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution. *Ecological applications* **25**:2240–2254.
- Slavíková J. 1986. *Ekologie rostlin*, 1st edition. Státní pedagogické nakladatelství, Praha. Available from <https://is.muni.cz/>.
- Spitzer K, Bezděk A, Jaroš J. 1999. Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. *Journal of Insect Conservation* **3**:97–106.
- Šálek M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird

- biodiversity. *Journal of Applied Ecology* **49**:1417–1425. Available from <https://www.jstor.org/stable/23353521>.
- Šálek M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *British ecological society* **49**:1417-1425.
- Štýs S. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin, 1st edition. Nakladatelství technické literatury, Praha. Available from <https://katalog.vsb.cz/>.
- Tichá M. 2005. Monitoring rostlinných společenstev v LBC Hráza Kroměříž. Pages 162–165 *Venkovská krajina*. Slavičín;Hostětín.
- Tripathi N, Singh RS, D. Hills C. 2016. Reclamation of Mine-impacted Land for Ecosystem Recovery. Page 1, 1st edition. John Wiley & Sons Inc. Available from <https://books.google.cz/>.
- Tropek R, Prach K. 2015. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Page (Řehounek J, Řehouňková K, Prach K, editors), 2nd edition. České Budějovice.
- Vargas Soto JS et al. 2022. Human disturbance and shifts in vertebrate community composition in a biodiversity hotspot. *Conservation Biology* **36**:1–13.
- Vojar J, Doležalová J, Solský M. 2012. Hnědouhelné výsypky. *Ochrana přírody* **3**:8–11.
- Volný S. 1985. Deteriorizace a rekultivace krajiny. Vysoká škola zemědělská, Brno.
- Zavadil V. 2007. Je nutný management pro obojživelníky? Pages 122–124 in Bryja J, Zúkal J, Řehák Z, editors. 2007. Brno.

