

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

KATEDRA BOTANIKY



**FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ PRŮBĚH
SUKCESE VEGETACE V OPUŠTĚNÝCH
KAMENOLOMECH V OBLASTI
ČESKOMORAVSKÉ VYSOČINY**

MAGISTERSKÁ PRÁCE

Romana Trnková

2008

VEDOUCÍ PRÁCE: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

KONZULTANTKA: Mgr. Klára Řehounková, PhD.

ANOTACE:

Trnková, R. (2008). Faktory ovlivňující průběh sukcese vegetace v opuštěných kamenolomech v oblasti Českomoravské vysočiny [Factors influencing vegetation succession in the abandoned quarries in the Českomoravská vysočina Highland], Mgr. Thesis, University of South Bohemia, Faculty of Science. České Budějovice, Czech Republic, 40 pp.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s použitím uvedené literatury.

V Českých Budějovicích dne 19.4.2008

.....

ABSTRACT

Spatio-temporal variation of vegetation during spontaneous succession was studied in 41 stone quarries formed by acidic bedrock in the Českomoravská vrchovina Highland (the central part of the Czech Republic, Central Europe). The research was conducted in 2004 - 2007. Different habitats inside the quarries, i.e., steep rocky slopes, bottoms and levels, dumps and screes, were considered. The habitats ranged in their age from 1 to 92 yr since abandonment. Age, inclination, site moisture, bedrock, size of the quarry, types of the quarry (flooded, still used) and surrounding vegetation significantly influenced the course of succession, which led to a formation of either woodland with *Pinus sylvestris* and *Picea abies*, or with *Alnus glutinosa*, except steep rocky slopes where grassland with some woody plants developed. All habitats, except steep rocky slopes, seemed to have basically the same successional development and there were no large differences among them in species composition. The surroundings significantly influenced the course of succession inside the quarries. More than three quarters of plants found in the surroundings colonized the area inside the quarries. Most successful colonizers were geophytes and hydrophytes with vegetative reproduction. It was concluded that there is usually no need for technical reclamation of the disused quarries, and that spontaneous successional processes can be successfully exploited in restoration programs scheduled for the quarries.

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala svému školiteli, Karlu Prachovi, za pročetí práce, rady a připomínky, konzultantce Kláře Řehounkové za velkou pomoc při zpracovávání dat a časté konzultace a samozřejmě své rodině a přátelům za duševní a materiální podporu.

OBSAH:

1. ÚVOD	1
2. CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	6
2.1. VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	6
2.1.1. GEOLOGIE	6
2.1.2. PŮDY	8
2.1.3. KLIMA A VODSTVO	8
2.1.4. BIOTA	9
3. METODIKA	10
3.1. SBĚR DAT	10
3.2. ZPRACOVÁNÍ DAT	12
4. VÝSLEDKY	13
4.1. RÁMCOVÝ PRŮBĚH SUKCESE	13
4.2. PRŮBĚH SUKCESE - VÝSLEDKY Z DAT FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ	15
4.3. PRŮBĚH SUKCESE Z HLEDISKA ABUNDANCE DRUHŮ – CELÉ LOMY	19
4.4. VLIV OKOLÍ	21
4.4.1. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ UVNITŘ A VNĚ LOMU	21
4.4.2. JAK A ČÍM JE PODMÍNĚNA KOLONIZACE	23
5. DISKUSE	29
5. 1. PRŮBĚH SPONTÁNNÍ SUKCESE	29
5. 2. VLIV OKOLÍ	30
6. ZÁVĚR	33
7. POUŽITÁ LITERATURA	34
8. PŘÍLOHY	40

1. ÚVOD

Nejrozsáhlejší změny v krajině a transformace krajinného reliéfu způsobuje nepochybně těžba nerostných surovin a je celkem logické, že je předmětem střetu zájmů veřejnosti, vědeckých pracovníků a osob zapojených do obnovy takto narušených přírodních stanovišť. Těžebními aktivitami je narušeno asi 1% zemského povrchu (Walker 1999).

Na jedné straně dochází těžebními aktivitami k nezvratným změnám krajiny, avšak na straně druhé vznikají nová, často velmi cenná a unikátní stanoviště. V celé řadě vědeckých prací se potvrzuje, že kamenolomy mohou být významnými centry biodiverzity (Bradshaw et al. 1982, Jefferson 1984, Davis et al. 1985, Novák & Prach 2003). Tohoto stavu lze nejčastěji docílit tím, že ponecháme lomy spontánní sukcesi, tzn. že nebudou tato stanoviště změněna nevhodnými rekultivačními zásahy.

Cílem moderních projektů obnovy (restoration) je uvést zničenou lokalitu či krajinu do původního stavu nebo do stavu podobnému původnímu, zachovat vzácné a ohrožené druhy, uchovat a /nebo obnovit daná společenstva, zvýšit jejich přírodní hodnotu, produktivitu, ekologické funkce (např. chránit proti erozi), minimalizovat vliv introdukovaných druhů a ekologické dopady moderního zemědělství atd. (Luken 1990).

V podstatě jsou možné tři základní cesty obnovy vegetačního krytu na narušených stanovištích:

- 1) provést technickou rekultivaci
- 2) cíleně manipulovat spontánními sukcesními procesy
- 3) zcela spoléhat na spontánní sukcesi.

Diskutovaným problémem technických rekultivací je často nízká dosažená přírodní hodnota nově utvořených stanovišť. Vyrůstající míra živin, spojená často s technickými rekultivacemi, většinou stimuluje nástup a následnou expanzi ruderalů, které dále snižují přírodní hodnotu a zabraňují uchycení cílových druhů typických pro přirozená stanoviště (Prach et al. 2007). V neposlední řadě stojí za zmínku také ekonomická stránka věci. Technické rekultivace jsou nákladné (v současné době se cena technické rekultivace 1 ha pohybuje podle různých zdrojů kolem 1,5 mil. Kč bez následné péče), zatímco spontánní sukcese „běží zadarmo“.

Dle zákona č. 44/1988 Sb., o využití nerostného bohatství (horní zákon), §31, odstavce 5 a 6 je organizace, která v dané oblasti provádí těžbu (dále jen

organizace), povinna zajistit sanaci, která obsahuje i rekultivace podle zvláštních zákonů ČNR č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu („provádění vhodné povrchové úpravy dotčených ploch, aby tvarem, uložením zeminy a vodními poměry byly připraveny k rekultivaci; provádět rekultivaci dotčených ploch podle schválených plánů tak, aby byly způsobilé k plnění dalších funkcí v krajině“ apod.). To se týká všech pozemků dotčených těžbou. K zajištění činností podle odstavce 5 je organizace povinna vytvářet rezervu finančních prostředků. Výše rezervy musí odpovídat potřebám sanace pozemků dotčených dobýváním. Dle vyhlášky 92/2001 Sb. výši a způsob finančních rezerv určuje obvodní báňský úřad. Dále musí být dle § 32 součástí již plánů otírky, přípravy a dobývání vyčíslení předpokládaných nákladů na sanaci a rekultivaci dotčených pozemků včetně návrhu na výši a způsob vytvoření potřebné finanční rezervy (každá předpokládaná těžená surovina má jinou stanovenou výši finanční rezervy). Dále dle § 32a, odstavce 1 a 4 je organizace povinna zaplatit na účet příslušného obvodního báňského úřadu (vyhláška Českého báňského úřadu č. 56/1982 Sb.) roční úhradu z dobývacího prostoru za každý započatý hektar plochy ve vymezení na povrchu, a to ve výši v rozmezí 100 Kč až 1000 Kč na hektar (což je směšná částka), odstupňovanou s přihlédnutím ke stupni ochrany životního prostředí dotčeného území, charakteru činnosti prováděné v dobývacím prostoru a jejímu dopadu na životní prostředí. Dle zákona č. 41/1957 Sb., oddílu 7 o rekultivaci půdy, § 52 je organizace provádějící rekultivaci dokonce oprávněna nabývat do své správy nemovitosti určené k rekultivaci. Po provedení rekultivace jsou organizace, které ji provedly, povinny převést správu nemovitostí na organizace určené příslušným výkonným orgánem krajského úřadu. Je tedy zřejmé, že úřednická byrokracie je v případech umělých rekultivací a jejich přípravách, poměrně zdlouhavá. Bohužel tento zákon z osmdesátých let nebyl novelizován a zůstává prakticky ve stejném znění až do dnešní doby.

Mimořádně nízké poplatky z těžby patří mezi hlavní příčiny devastace krajiny dobýváním nerostů, především stavebního kamene, štěrkopísků a vápence. Česká ekonomika spotřebuje ročně kolem 34 miliónů tun stavebního kamene a 31 miliónů tun štěrkopísků (<http://www.duha.cz>). Odhaduje se, že kolem 13 miliónů tun stavebního kamene nebo štěrkopísků spotřebují ročně české betonárky; vápence se v České republice spotřebuje ročně kolem 11 miliónů tun.

Druhou možností, jakousi kombinací předchozí a následující alternativy, je nechat zde probíhat spontánní sukcesi s řízenými zásahy, a to buď do fyzikálního

nebo biotického prostředí. Fyzikální manipulace spočívá ve zlepšení podmínek na místě samém, které usnadňují následnou sukcesi. Existuje celá řada fyzikálních manipulací (Whisenant 2002). Často je celé místo přetvořeno tak, aby zapadalo do okolní krajiny včetně snížení příkrých stěn nebo svahů, místo samé bývá odvodněno a mění se vlhkostní podmínky obecně (Prach et al. 2007). Zásahy do biotického prostředí bylo nutné provést například ve východním Německu, kde se po místech zasažených těžbou uhlí nevyvinul vegetační pokryv ani po 70 letech od opuštění těžebních míst (Wiegleb & Felinks 2001). S fyzikálními změnami se ruku v ruce mění i chemické podmínky (pH, úrodnost apod.). Biotickými manipulacemi se mnohdy myslí dodání semen žádaných cílových druhů na daná stanoviště. Biotické zásahy zahrnují například i eliminaci invazivních druhů, které se rychle šíří a často brání uchycení cílových druhů přirozených společenstev.

Je opakovaně potvrzeno, že spontánní sukcese je vhodným nástrojem obnovování vegetačního krytu na různých narušených stanovištích (Parker 1997, Harker et al. 1999, Prach et al. 2001), včetně kamenolomů (Cullen et al. 1998). Sukcesní vývoj pokračuje svým vlastním tempem, ale je značně ovlivněn okolím. Tento způsob je mnohdy pomalý, trvá několik desetiletí až století a je často nesnadné se s takovýmto konečným stádiem vůbec setkat.

Pokud budeme spoléhat na spontánní sukcesní změny, je nasnadě otázka, čím bude ovlivněno množství a druhové složení vegetace kolonizující prostor uvnitř lomu. Značnou diverzitu v druhovém složení vegetace způsobuje mnoho faktorů, např. heterogenita fyzikálního a chemického prostředí, čas od opuštění stanoviště, stupeň vývoje půd, náhoda apod. (Finegan & Harvy 1981). V poslední době však řada studií ukazuje, že velmi zásadní roli v kolonizaci narušených stanovišť hraje okolní vegetace (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006). Vliv okolní vegetace na sukcesi je podmíněn transportem životaschopných diaspor druhů (*species pool*) - Zobel et al. (1998), Settele et al. (1996). Generalisté, kteří osidlují časná sukcesní stadia, často patří mezi snadno šířitelné druhy, které mohou kolonizovat stanoviště z větší vzdálenosti (Grime 2002). Druhy starších sukcesních stadií (např. luční druhy v basaltových kamenolomech), se obvykle vyskytují do vzdálenosti 50 m od okraje lomu (Novák & Konvička 2006). Dále např. Jefferson (1984) poukazuje ve své studii křídových kamenolomů v severní Anglii na transport diaspor některých cílových druhů ze vzdálenosti několika kilometrů z okolí. Množství a různorodost druhů, které budou schopny osídlit dané stanoviště, závisí na

charakteristikách diaspor, dostupnosti a chování transportních vektorů a složení, abundanci a blízkosti lokálních zdrojů semen (Díaz et al. 1998, Ozinga et al. 2005). Dobrymi prediktory kolonizačního úspěchu mohou být kategorie jako jsou životní formy a strategie (Grime 2002). Výsledná rychlost kolonizace závisí jak na přísunu semen (nebo jiných rozmnožovacích částí rostlin) z okolí, tak na uchycení semenáčků a jejich následném přežití (Park 1981). Rozptyl semen a jejich přežití jsou tedy velmi důležitým aspektem při obnově společenstev. Stále je však interpretace výsledků takovýchto studií obtížná (Strykstra et al. 1998). Velmi významnými faktory kolonizačního úspěchu jsou dále různorodé vektory, např. rozšiřování semen pomocí větru. Semena rozšiřovaná větrem má velké množství druhů (Bakker et al. 1996), avšak pouze semena s určitými vlastnostmi (váha apod.) jsou unášena větrem na větší vzdálenosti (Harper 1977, McCartney 1990). Není tedy překvapující, že takovéto druhy jsou charakteristické pro pionýrská stanoviště jako jsou iniciální stadia v kamenolomech (Tränkle 1995). Pasivním transportem pomocí uchycení na srsti nebo peří zvířat mohou být propagule transportovány na velmi dlouhé vzdálenosti. Důležitými vektory jsou herbivorní savci a plodožraví ptáci (Bakker et al. 1996). Je tedy zřejmé, že složení okolní vegetace a schopnost pohybu semen a rozmnožovacích částí rostlin, jsou kritickými faktory ovlivňující vegetaci v lomu (Hogson 1981).

Na místa, kde probíhá spontánní sukcese, lze také pohlížet jako na jakési „stanovištní ostrovy“ a tudíž lze částečně uplatnit na tuto problematiku hledisko ostrovní biogeografie (Bosuyt et al. 2003). Menší plochy by měly být kolonizovány snadněji, diaspory jsou transportovány z nejbližšího okolí a sukcese by měla probíhat daleko rychleji než na plochách větších (Dovčiak et al. 2005). Daná problematika byla studována na reálných příkladech - jak na přirozených (Rydin & Borgegard 1988), tak na člověkem vytvořených ostrovech (Rejmánek & Rejmánková 2002). Tento pohled lze uplatnit i na kamenolomy.

Kombinace extrémů (strmé skály, rovná dna a etáže; různá velikost struktur půdního substrátu od jílu a písku po valouny s průměrem půl metru apod.) značně odlišuje lomy od okolní vegetace. Strmé a rovné plochy, hrubé a jemné částice, pevné a pohyblivé kameny a nevyvinutá půda, velmi nízké hladiny živin, vlhkost a sucho, bazické a kyselé podloží, sezónní teplo a zima, silné oslunění a stín určují co bude v té dané části lomu růst a žít, tudíž tyto podmínky určují, jaké rostliny jsou dané místo schopny kolonizovat (Ranson & Doddy 1981). A dále, také díky

komplikovaným mikroklimatickým a geomorfologickým podmínkám, struktuře a textuře povrchových vrstev a proměnlivé míře retence vody v různých typech substrátů mají lomy obvykle mnohem vyšší diverzitu ekotopů než přirozená krajina (Sádlo & Tichý 2003).

Cílem této práce je rekonstruovat směr a rychlost sukcese v kamenolomech s kyselým podložím a určit čím je průběh sukcese ovlivněn. A dále zodpovědět tyto dílčí otázky:

- Liší se průběh sukcese na dílčích stanovištích v lomu?
- Je možná dlouhodobá existence bezlesí ve studovaných lomech?
- Jak ovlivňuje vlhkost stanoviště průběh sukcese?
- Ovlivňuje charakter okolní vegetace průběh sukcese uvnitř kamenolomu?
- Jaké druhové vlastnosti podmiňují úspěšnost druhu v kolonizaci lomu?
- Jaké další charakteristiky lomu (velikost lomu, přítomnost allochtonního materiálu apod.) ovlivňují druhové složení vegetace uvnitř lomu?
- Jak dalece je možné využít spontánní sukcesí v projektech obnovy?

2. CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

2.1. VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

Českomoravská vysočina je rozsáhlý celek mající charakter zvlněné vrchoviny. Jedním z nejvýznamnějších geomorfologických celků jsou Žďárské vrchy. V této oblasti se nachází většina studovaných lomů. Dalšími geomorfologickými jednotkami, kde se nachází zbylá část studovaných lomů, je část Křižanovské vrchoviny, Hornosvratecké vrchoviny a Železných hor (Demek 1988).

Členitá krajina Českomoravské vrchoviny si dodnes zachovala charakter vyvážené a svým způsobem zachovalé kulturní krajiny, charakteristické mělkými a širokými údolími, poměrně mírnými táhlými svahy a zaoblenými vrcholy. Žďárské vrchy leží v centrální části hercynské biogeografické podprovincie. V regionálně fyto geografickém členění patří do fyto geografického obvodu České oreofytikum. Severozápadně od Žďárských vrchů se nachází Železné hory a západně Hornosázavská pahorkatina (Demek 1988). Díky převládajícímu minerálně chudému geologickému podloží a drsnějšímu klimatu lze tuto oblast charakterizovat jako nepřilíš vegetačně pestrou a floristicky poměrně chudou.

2.1.1. GEOLOGIE

Převládajícím geologickým podložím jsou zde metamorfované horniny moldanubika, různé typy rul, migmatitů a svorů s vložkami hadců a krystalických vápenců.

Žďárské vrchy se nachází na styku několika geologických jednotek severovýchodního okraje centrální části Českého masivu, konsolidovaných koncem paleozoika Variským vrásněním (Melichar 1993). Jihozápad oblasti náleží ke stráženeckému moldanubiku, budovanému silimaniticko-biotitickými migmatitizovanými a granitizovanými pararulami. V nich jsou obsaženy vložky muskovitických a dvojslídých ortorul s pruhy amfibolitů, řidčeji čočkovitá tělesa krystalických vápenců (v okolí Žďáru nad Sázavou a Studnic), výskyty serpentinitů (Tři Studně a Sklené) a vzácně i kvarcitů a skartů (Budeč). Nejrozsáhlejší, centrální a severovýchodní část oblasti zaujímá svratecké krystalinikum. Je budováno převážně migmatity a dvojslídými ortorulami, jež se střídají s různě mocnými polohami svorů a

svorových rul. Středem krystalinika probíhají pruhy výrazně hrubozrnných, tzv. „okatých“ dvojslídých ortorul, vystupující ve skalních výchozech např. na Zkamenělem zámku a Štarkově. Úzké pruhy v rulových horninách tvoří amfibolity a skarny, často s ložisky železných rud dobývaných od středověku např. v okolí Kadova, Odrance i jinde. Na severovýchodní okraj oblasti zasahuje poličské krystalinikum, v jehož horninové skladbě převládají vesměs jemnozrnné biotitické ruly. Severozápadní cíp oblasti tvoří železnohorský pluton, budovaný všeradovským subvulkanicko-granitovým komplexem červenavých žul a amfibolicko-biotitických granodioritů s albitickými granity a porfyry. Od svrateckého krystalinika je oddělen hlineckou zónou, tvořící geomorfologicky nápadnou sníženinu mezi Žďárskými vrchy a Železnými horami. Převládajícími horninami jsou zde fylity, k nimž místy přistupují biotitické rohovce, křemence a amfibolitické břidlice. Podél železnohorského zlomu zasahuje až k Velkému Dářku od severozápadu výběžek tvořený sedimenty České křídové tabule. Starší cenomanské písčité sedimenty jsou zde překryty souvrstvím vápnitých pískovců, jílovců a slínovců spodního turonu. Na západním okraji oblasti vznikl v místech křížení zlomů Ranský masiv s hlubinnými vyvřelinami peridotitů, troktolitů, olivinických a pyroxenických gaber, amfibolických dioritů a granodioritů. Vzhledem k jeho významnému sulfidickému zrudnění zde byly až do roku 1990 těženy sfalerit-chalkopyritové rudy. V dalším geologickém vývoji byl ráz oblasti formován ve starším kvartéru (pleistocénu) mrazovým zvětráváním skalních masivů, při němž byly rozpadlé bloky hornin pomalu unášeny po svazích a hromaděny v podobě hlinitokamenitých sedimentů nebo kamenných moří. V období mladšího kvartéru (holocénu) byly dotvořeny nivy v údolích řek a vznikla rašeliniště (oblast Velkého Dářka, okolí Košinova, Krejcaru, Veselská nížina aj.). (Hanžl & Melichar 1995, Melichar 1993, Vodička 1992)

V minulosti měla oblast velmi významné postavení v těžbě nerostného bohatství, které bylo surovinovou základnou pro výrobu železa a horáckého skla (Hanžl & Melichar 1995). V lomech se těžil kámen, doloval se písek, těžila se rašelina a hlína. V šedesátých letech se začal těžit uran (okolí Dolní Rožínky). Mezi těžené suroviny patřily magnetit, limonit, krystalické vápence, pískovec, amfibolit, jemnozrnná rula, žula, cihlářské písky, rašelina a hrncířská hlína. Ve studovaných lomech se těžila především žula, ortorula, slídy, amfibolit a minoritně také břidlice. Nejvýznamnější lokalitou ze studovaných lomů – jak z pohledu těžařského tak především z pohledu mineralogického, známou i v zahraničí, je bezpochyby

kamenolom v Horních Borech. Těžba zde byla zahájena v roce 1951. Během těžby především živce a žuly byla nalezena velká dutinová ložiska záhněd (velikost hyperparálních srůstů a drúz, které jsou pro borský lom charakteristické, se pohybovaly v rozmezí až 80 – 100 cm). (Trnková, nepublikováno)

2.1.2. PŮDY

Území Žďárských vrchů patří převážně do pásma hnědých lesních půd. Nejvyšší části přísluší do pásma horských podzolů. Hnědé půdy jsou převážně zrnitostně lehčí, často štěrkovité až kamenité. Ze skupiny podzolů jsou zastoupeny zejména horské železité a humusoželezité podzoly, které mají vyvinut svrchní vyluhovaný a ochuzený horizont. Převážně v údolních polohách s vysoce položenou hladinou podzemní vody jsou vyvinuty glejové a semiglejové půdy, které jsou zamokřené až zbahnělé. Specifickou skupinou půd, které se vyskytují jen místy, jsou půdy rašelinítní. Na převažujících horninách krystalinika jsou půdy převážně minerálně slabě zásobené a kyselé. Pouze tam, kde jsou půdotvornými horninami gabra, syenity a křídové sedimenty, se vyvinuly bohatší půdy (Melichar 1993).

2.1.3. KLIMA A VODSTVO

Klimaticky patří studované území mezi chladnější, vlhčí a větrnější oblasti. Průměrná roční teplota se pohybuje od 8 °C v nejnižších polohách po 5 °C v nejvyšší části oblasti. Obdobnou závislost na nadmořské výšce mají i srážky. Jejich průměrný roční úhrn je od 680 do 1 200 mm (Meteorologická stanice Vatín, nepublikováno). Větrné poměry jsou značně proměnlivé, převládají však SZ a JV větry (Bukáček 1995).

Jako pramenná oblast několika českých a moravských řek (Sázava, Svratka, Chrudimka, Doubrava, Oslava) a jako oblast s četnými rybníčními soustavami byla část území (CHKO Žďárské vrchy) vyhlášena za chráněnou oblast přirozené akumulace vod. Oblastí probíhá hlavní evropské rozvodí, dělicí úmoří Černého moře (povodí Svratky a Oslavy) a Severního moře (povodí Chrudimky, Doubravy a Sázavy). Nejdelším vodním tokem je řeka Svratka pramenící na úbočí Žákovy hory.

2.1.4. BIOTA

Následující text vychází z publikací Bukáček (1995), Bureš (1994) a z <http://www.zdarskevrchy.cz>.

Až do středověké kolonizace ve 13. století pokrýval území, s výjimkou plošně nevýznamných segmentů skal a rašelinišť, stinný, v okolí pramenišť a mokřadních sníženin močálový, pralesní hvozd. Fragmenty blízke těmto přirozeným lesním společenstvům se na některých stanovištích zachovaly až do současnosti a jsou předmětem ochrany v síti zvláště chráněných území.

Charakteristickým typem lesní vegetace vyšších poloh oblasti byly acidofilní smrkové bučiny svazu *Luzulo-Fagion*, řazené k asociaci *Calamagrostio villosae-Fagetum*, jejichž dřevinnou skladbu tvořily *Fagus sylvatica*, *Picea abies* a *Abies alba*. Fragmenty těchto společenstev se v malé míře zachovaly na špatně hospodářsky přístupných skalnatých stanovištích hřbetů Žďárských vrchů. V oblasti Žďárských vrchů, oproti okolním částem Českomoravské vrchoviny, bylo i značné zastoupení podmáčených smrčín svazu *Piceion excelsae*, asociací *Mastigobryo-Piceetum* a *Sphagno-Piceetum*. V jejich dřevinné skladbě dominovaly smrk a jedle s příměsí buku nebo *Alnus glutinosa*. Zajímavý je výskyt některých montánních druhů, jako jsou *Streptopus amplexifolius*, *Lastrea limbosperma*, *Stellaria longifolia*, *Blechnum spicant*, *Huperzia sellago*, *Lycopodium annotium*, *Trientalis europaea* aj. V nižších polohách některých částí území byly značně rozšířeny bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*) a ostrůvkovitě na bohatších stanovištích květnaté bučiny podvazu *Eu-Fagenion*, řazené k asociacím *Dentario enneaphylli-Fagetum* a *Festuco altissimae-Fagetum*. Zbytky těchto společenstev jsou zachovány na Žákově hoře a Ransku, vesměs však byly také přeměněny na převážně smrkové hospodářské porosty. Vzácně se vyskytovaly květnaté jedliny podvazu *Galio-Abietenion*. Ojediněle zde rostly suťové a roklinové lesy svazu *Tilio-Acerion*, asociace *Lunario-Aceretum*; jejich ukázka je zachována na Peperku. Vegetace olšin podsvazu *Alnenion glutinoso-incanae* byla ve vyšších polohách reprezentována zejména smrkovými olšinami asociace *Piceo-Alnetum*, zachovanými například v Olšině u Skleného. V nižších polohách se na bohatších stanovištích svazu *Alno-Ulmion* zachovaly prameništní a potoční jasanové olšiny asociace *Carici remotae-Fraxinetum*; ukázky těchto společenstev jsou chráněny na Ransku. Jen asi 1% rozlohy dnešní chráněné krajinné oblasti Žďárské vrchy pokrývaly reliktní acidofilní bory svazu *Dicrano-Pinion*.

Acidofilní bory se vyskytují na rašeliništích, která tvoří charakteristický krajinný prvek území. Na Dářském rašeliništi se dále zachoval blatkový bor asociace *Pino rotundatae-Sphagnetum*. Z náhradních společenstev jsou pro Žďárské vrchy charakteristická především společenstva vlhkých až trvale zamokřených a rašelinných luk, se společenstvy krátkostébelných ostřicových luk svazu *Caricion fuscae*, vzácněji ostřicovo-rašeliníková společenstva svazů *Caricion davalliana*, *Caricion demissae*, *Caricion lasiocarpae*, *Sphagno warnstorffiani-Tomepthygnion* a *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Méně často jsou zastoupeny rákosiny svazu *Phragmition communis*. Jen zcela ojediněle se v oblasti zachovaly fragmenty společenstev s přírodě blízkou skladbou druhů vázaných na vložky vápenatých hornin, obsahující na výslunných stráních některé subxerofytní prvky svazu *Bromion erecti*. Z nižších rostlin jsou v oblasti významně rozšířeny mechorosty.

3. METODIKA

3.1. SBĚR DAT

Spontánní sukcese byla studována v letech 2004, 2005, 2006 a 2007 ve 41 kamenolomech (Blížkov, Brádlo 1, Brádlo 2, Brádlo 3, Cejřov, Dobronín, Geršov, Hamry, Horní Bory, Hrbov, Kamenná, Kněževes, Kotlasy, Krásněves, Leštinka 1, Leštinka 2, Líšná, Mirošov, Mostiště, Nové Město na Moravě, Nová Ves, Nové Veselí, Ořechov, Pavlov, Petrovice, Pikárec, Pohled, Pohledec, Polnička, Radošov, Ronov 1, Ronov 2, Skuteč, Slavkovice, Utín, Vatín, Věcov, Vojnův Městec 1, Vojnův Městec 2, Vržanov, Železné Horky), viz **Příloha č. 1**.

Výběr kamenolomů byl prováděn pomocí záznamů v obecních kronikách, archivech, soupisech lomů (Pauk & Polák 1947, Prokop 1946, 1949) a terénním průzkumem. Tímto bylo objeveno 112 lomů (některé z nich počaly těžit již v polovině 19. století). Po shlédnutí všech udávaných lokalit bylo zjištěno 39 opuštěných nebo ještě z části fungujících kamenolomů s výskytem nenarušené spontánní vegetace. Díky spolupráci se Správou CHKO Žďárské vrchy byly botanicky zpracovány i jimi zadané lokality (Líšná, Pohledec). Deset z monitorovaných kamenolomů se nachází na území CHKO Žďárské vrchy a tudíž byla Správě z mé strany poskytnuta data z terénního výzkumu pro odpovídající lokality.

V každém lomu byly zhotoveny fytoocenologické snímky, a to na stanovištích: etáže nebo dna, sutě, odvaly a skalní stěny (Novák & Prach 2003). Počet snímků záležel na velikosti lomu a podmínkách v něm (např. v některých lomech nebyla přítomna všechna stanoviště, některá stanoviště nebyla dostatečně velká nebo homogenní atd.), počet zhotovených snímků osciloval mezi 2-6 v každém lomu; celkově bylo osnímkováno 135 dílčích sukcesních stádií, tj. všechna, která byla k dispozici.

Fytoocenologické snímky byly zhotoveny takto: Hranice snímku byla vymezena tak, aby nebyla na rozhraní jiného přilehlého stanoviště. Plocha byla homogenní a bez zjevných dodatečných narušení. Vyloučena byla místa s allochtonním materiálem. V ploše 5 x 5m byly zjištěny tyto informace: sklon svahu, , orientace ke světovým stranám, druh podloží, celková pokryvnost bylinného a dřevinného (keřové a stromové) patra, pokryvnost jednotlivých druhů dle sedmistupňové kombinované Braun-Blanquetovy stupnice (Kent & Coker 1992). Dále byla odhadnuta velikost kamenolomu.

V každém lomu byly sepsány všechny druhy vyšších rostlin a zaznamenána jejich hojnost podle pětistupňové stupnice abundance (1-velmi vzácně, 2-vzácně, 3-roztroušeně, 4-hojně, 5-velmi hojně). Byly zaznamenány zvlášť druhy, které se vyskytovaly na místech s allochtonním a autochtonním materiálem.

Pětičlenná stupnice abundance byla použita také pro soupis všech druhů v okolí kamenolomu, a to 100 m od hrany lomu. V této vzdálenosti bylo zaznamenáno relativní zastoupení biotopů: pole, louky, lesy, ruderální, mokřadní a vodní, urbánní. Dále bylo charakterizováno okolí kamenolomu do 1km od jeho hrany a to pomocí leteckých snímků (<http://www.mapy.cz>) rozdělením na biotopy (respektive kategorie *land cover*).

3.2. ZPRACOVÁNÍ DAT

Fytocenologická data byla zpracována v programu Canoco for Windows 4.5 metodami DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) a CCA (*Canonical Correspondence Analysis*) po logaritmické transformaci. Vzhledem k délce gradientu (SD=5,3) a charakteru dat byly použity unimodální metody (Lepš & Šmilauer 2003). V případě CCA byla užitá *forward selection* (Monte Carlo permutační test s 999 permutacemi, $p < 0,05$). Enviromentální data byla kódována jako *dummy variables*. Z datového byly vyloučeny málo početné druhy, které byly zastoupeny v jednom až dvou lomech při stupních \underline{r} a \pm Braun-Blanquetovy stupnice. Ze statistického zpracování byla vyloučena data týkající se celoročně zaplavených stanovišť z důvodů, které budou vysvětleny v další části textu.

Enviromentální data byla do DCA ordinačních diagramů vložena *ex post* jako pasivní proměnné. V analýze CCA týkající se marginálního (proměnná prostředí jako jedinná vysvětlující proměnná) a parciálního počtu (jedna proměnná prostředí jako vysvětlující, ostatní jako kovariáty) byly použity pouze průkazné proměnné. *Inflation* faktory byly u všech CCA analýz menší jak 5, z čehož usuzuji, že je malá korelace mezi proměnnými (ter Braak & Šmilauer 2002).

Data týkající se abundance druhů v celých lomech byla zpracována rovněž v programu Canoco for Windows 4.5 metodami DCA bez transformace.

Pro vyjádření míry podobnosti vegetace uvnitř a vně lomu byl použit Sørensenův index ($S = 2a / (b + c)$, kde a je počet druhů společných prostoru uvnitř a vně lomu, b je počet druhů uvnitř lomu, c je počet druhů v okolí lomu do 100 m)) (Kent & Coker 1992). Pro vyjádření sukcesního stáří lomu jako celku byl použit průměr sukcesního stáří různě starých sukcesních stádií v daném lomu.

Cenotická příslušnost druhů byla převzata z publikace Chytrý & Tichý (2003) a Ellenberg et al. (1992), data týkající se vlastností druhů z databází Klotz et al. (2004), Grime et al. (1988), Ellenberg et al. (1992), Bonn et al. (2000), Jackel et al. (2006) a Tackenberg et al. (unpublished) - viz **Tab. 3**. Byla provedena CCA s jedinou vysvětlující proměnou - věk od opuštění kamenolomu (sukcesní stáří), skóre (hodnoty) druhů promítnuté na ordinační ose bylo použito jako odpověď druhu na věk stanoviště.

Dále byla provedena DCA. Vlastnosti a stanovištní charakteristiky byly použity jako “*species*” data, věk (sukcesní stáří) od opuštění stanoviště a kolonizační úspěch

(charakterizován indexem vyjadřujícím kolonizační úspěch, kde v čitateli je počet lomů v kolika se druh nachází, ve jmenovateli počet okolí lomů, ve kterých se druh nachází) druhů byly vloženy *ex post* jako pasivní proměnné (Lepš & Šmilauer 2003).

Diagramy křivek odpovědí druhů na základě DCA byly zpracovány v CanoDraw (ter Braak & Šmilauer 2002).

Pro zpřehlednění grafických výstupů a jejich interpretace bylo v diagramech použito 40-50 druhů (*weight range* 5%). Zkratky jsou odvozeny ze 4 počátečních písmen názvů rodu a druhu (viz seznam druhů v **Příloze č. 3.**).

4. VÝSLEDKY

4.1. RÁMCOVÝ PRŮBĚH SUKCESE

Zjištěné věkové rozpětí studovaných sukcesích stádií bylo 1-95 let. Terénní průzkum ukázal, že veškerá snímková stanoviště se dají rozdělit do tří vlhkostních sérií - suché, periodicky zatopené (vlhké) a zatopené po celý rok (litorální). V **Tabulce 1.** je ukázáno zobecněné schéma sukcese.

Tab. 1. Zobecněné schéma sukcese v kamenolomech s kyselým podložím (pro převládající životní formy a skupiny druhů). V závorkách kurzívou předpokládané skupiny druhů.

stanoviště věk	celoročně zaplavená (litorální)	občas zaplavená (vlhká)	suchá
1-3 roky	vytrvalé graminoidy + semenáčky dřevin		jednoleté dvouděložné byliny + semenáčky dřevin
4-10 let	vytrvalé graminoidy mladé dřeviny		jednoleté, dvouleté dvouděložné i jednoděložné byliny + mladé dřeviny
11-25 let	mladé vrbové porosty+ občas ostatní listnaté stromy + porosty vysokých ostřic	graminoidy + náznaky olšin	porosty s borovicí
26-40 let	<i>(vrbiny + porosty vysokých ostřic)</i>	olšiny a porosty vysokých ostřic	porosty s borovicí a smrkem
> 40 let	<i>(vrbiny + porosty vysokých ostřic)</i>	olšiny	porosty s borovicí a smrkem

4.2. PRŮBĚH SUKCESE – VÝSLEDKY Z DAT FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ



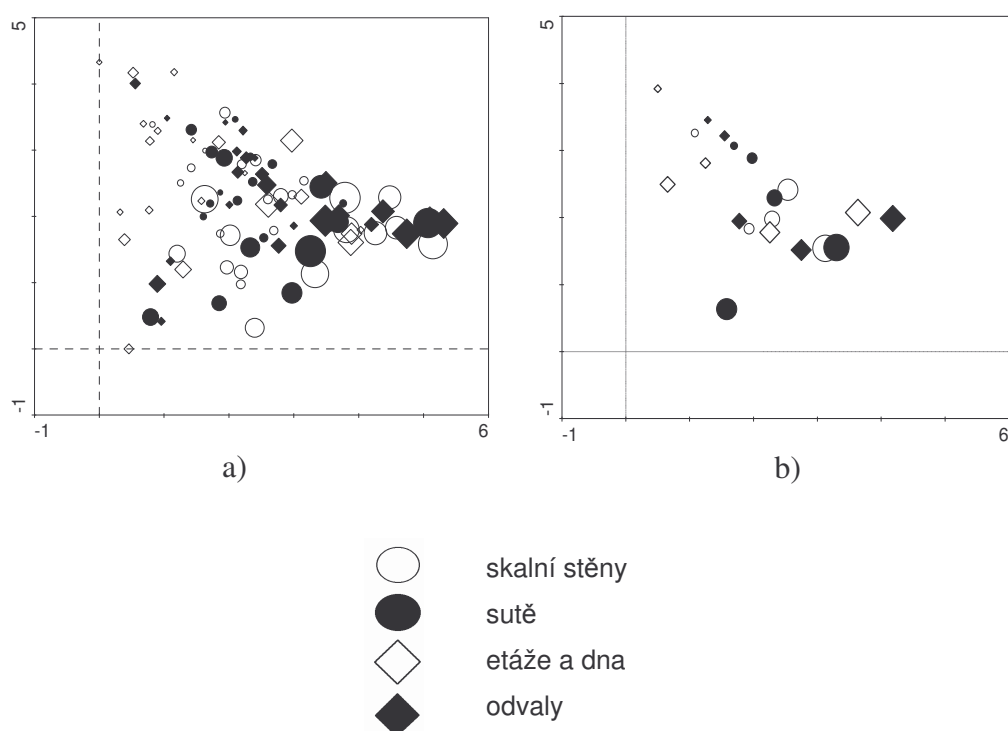
Obr. 1. DCA druhů (použity zkratky druhů - viz seznam v Příloze č. 3.) na základě dat o jejich pokryvnosti ve fytocenologických snímcích (po logaritmické transformaci). Zobrazeny jsou jen druhy s „fitem“ alespoň 5 %.

Z DCA analýzy ($SD=6,05$; $\lambda_1=0,7$, $\lambda_2=0,61$) se jeví průběh sukcese jako konvergentní. Sukcese vede k nějaké formě porostů s dřevinami, a to buď k suchým stanovištím s jehličnany a listnáči nebo listnatými stromy na periodicky zaplavovaných stanovištích. První osa zhruba odpovídá gradientu věku (věk stoupá zleva doprava), druhá osa odpovídá gradientu vlhkosti.

Časná vlhká sukcesní stádia reprezentují druhy jako jsou např. *Typha latifolia* a *Juncus articulatus*; časná suchá pak např. *Acinos arvensis*. Ve středních sukcesních stádiích můžeme nalézt například trávy (*Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Poa nemoralis*, *Holcus lanatus*), nastupující dřeviny (*Populus tremula*, *Picea abies*, *Sorbus aucuparia*), ale také například invazní druh *Lupinus polyphyllus*. Pozdní vlhká stádia reprezentují zejména *Alnus glutinosa*, *Salix fragilis*, *Salix purpurea* nebo

Carex rostrata, suché série pak listnaté stromy jako *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* nebo *Prunus padus* a jehličnaté formace s *Picea abies* a *Pinus sylvestris*. Relativně stálé složení vegetace se ustavuje podstatně dříve na stanovištích vlhké série, než na stanovištích série suché.

Z výsledků DCA (**Obr. 2a, b.**) analýzy všech snímků vyplývá, že průběh sukcese se na jednotlivých stanovištích (sutě, odvaly, etáže nebo dna, skalní stěny) prakticky neliší (což bylo potvrzeno i výsledky CCA analýzy - viz dále v textu). Vodorovná osa odpovídá víceméně gradientu věku a svislá, soudě podle druhů v **Obr. 1.**, gradientu vlhkosti.



Obr. 2. DCA snímků. Velikosti symbolů odpovídají věku (vzrůstající velikost symbolů koresponduje s 5 kategoriemi sukcesního stáří: 0-5 let, 6-15 let, 16-30 let, 31-45 let, >45 let.

V analýze CCA ($\lambda_1=0,654$; $\lambda_2=0,582$; $F=3,84$; $P<0,001$) nevyšel průkazně žádný typ stanoviště (*skalní stěna*, *odval*, *sut'*, *báze a etáž*), z čehož lze usoudit, že sukcese běží na všech dílčích stanovištích víceméně stejně, což potvrzuje i **Obr. 2**. Neprůkazně dále vyšly proměnné *amfibolit* a zda je lom *nečinný*. Průkazně vyšly charakteristiky *věk od opuštění lomu*, *velikost lomu*, *inklinace*, *podloží rula*, *žula*

(granit), zda je lom činný, zatopený, zda-li je stanoviště osluněno nebo neosluněno. Vysvětlují dohromady 68,2 % variability. V **Tab. 2.** jsou uvedeny výsledky marginálních a parciálních efektů proměnných, které vyšly průkazně (marginální efekt - proměnná prostředí jako jedinná vysvětlující proměnná a parciální efekt - jedna proměnná prostředí jako vysvětlující, ostatní jako kovariáty). Charakteristiky stanoviště vysvětlují dohromady 35,1 % z celkové variability a charakteristiky lomu jako takového 7,8 %. Prakticky stejné procento vysvětluje proměnná věk a vlhkost a to 11,8% a 11,4 %. Analýza tedy potvrzuje rozdělení na dílčí vlhkostní řady. Další průkazné proměnné vysvětlují přibližně stejné procento variability (2,2-2,8%).

Tab. 2. Průkazné charakteristiky prostředí v analýze CCA a jejich marginální a parciální efekty.

	EV	R _{marg}	F _{marg}	P _{marg}	% _{marg}	R _{parc}	F _{parc}	P _{parc}	% _{parc}
vlastnosti stanoviště	věk	0,868	2,33	***	12,5	0,866	2,28	**	11,8
	vlhkost	0,872	2,03	***	12,7	0,824	2,00	**	11,4
	rula	0,824	1,73	***	3,1	0,771	1,62	***	2,2
	granit	0,838	1,78	***	3,2	0,797	1,41	*	2,2
	neosluněno	0,813	1,49	***	2,7	0,824	1,75	**	2,6
	osluněno	0,773	1,55	***	2,8	0,766	1,54	**	2,4
	inklinace	0,760	1,31	*	2,3	0,757	1,61	**	2,5
lomu	činný	0,809	1,70	***	3,1	0,838	1,60	**	2,4
	zatopený	0,808	1,79	***	3,2	0,807	1,84	**	2,8
	velikost lomu	0,813	1,64	***	3,0	0,843	1,73	**	2,6

EV - průkazné charakteristiky

R_{marg} – korelace druhů – proměnné prostředí pro marginální počet

F_{marg} - hodnota F statistiky pro marginální počet

%_{marg} - procento variability vysvětlené danou charakteristikou pro marginální počet

R_{parc} – korelace druhů – proměnné prostředí pro parciální počet

F_{parc} -hodnota F statistiky pro parciální počet

%_{parc} –procento variability vysvětlené danou charakteristikou pro parciální počet

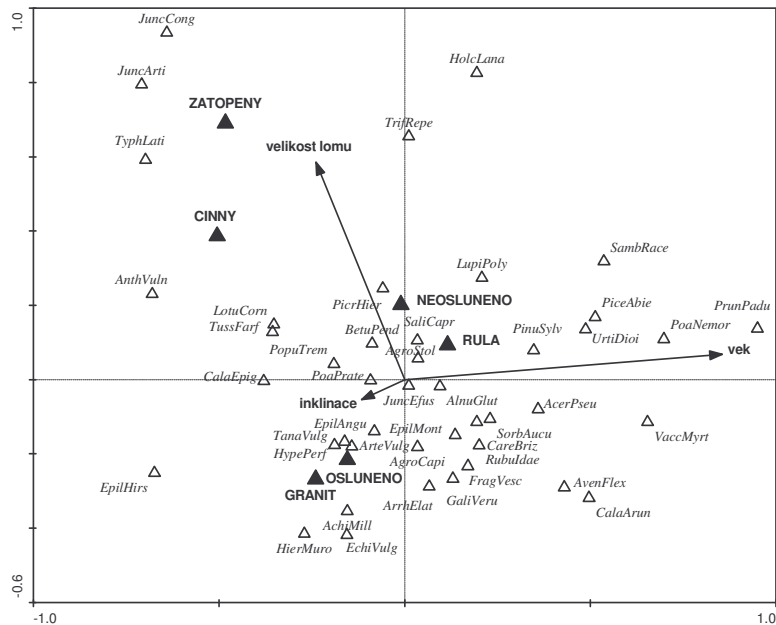
P_{marg} –míra pravděpodobnosti dosažená Monte Carlo testem (marginální počet)

P_{parc} –míra pravděpodobnosti dosažená Monte Carlo testem (parciální počet)

P (***) <0,001; **<0,01; *<0,05)

Činné lomy jsou většinou lomy největší a jsou často alespoň částečně zaplaveny, což odpovídá i druhovému složení, které je čitelné z ordinačního diagramu – **Obr. 3.** Jsou pro ně typické druhy *Juncus articulatus*, *Juncus conglomeratus* a *Typha latifolia*. Další určující kombinací průkazných charakteristik prostředí je podloží rula a neosluněná stanoviště reprezentovaná druhy *Agrostis stolonifera*, *Salix caprea* apod. - viz **Obr. 3.** Určitým protipólem je kombinace

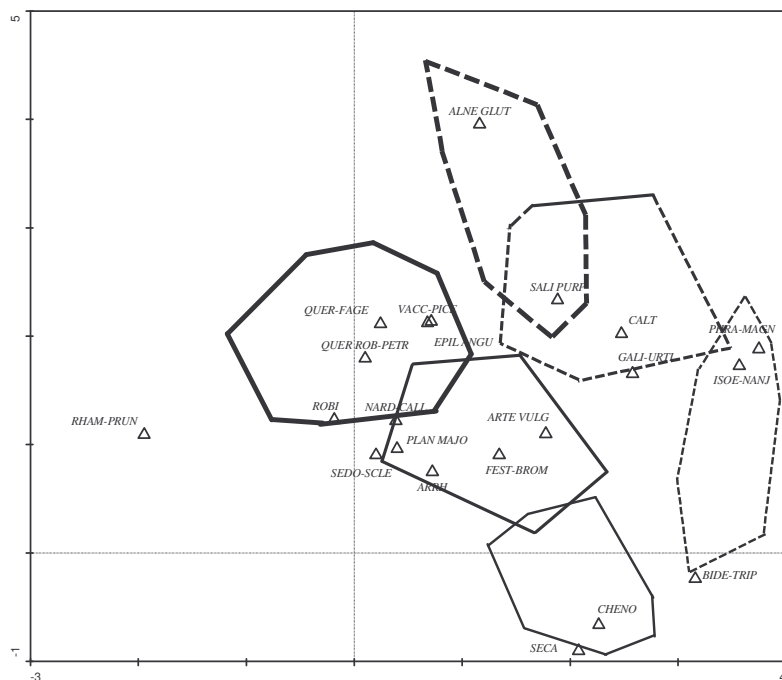
osluněných stanovišť na podloží žulovém (granit) korespondující s druhy jako např. *Tanacetum vulgare*, *Epilobium angustifolium* či *Hypericum perforatum*. Mezi třemi spojitými proměnnými - velikost lomu, věk a inklinace – se nejeví zřejmě žádný vztah.



Obr. 3. CCA snímeků. Použity zkratky druhů – viz **Příloha č. 3**. Podrobnosti v textu.

Pokud pohlédneme na snímekovanou vegetaci z hlediska vyšších fytoocenologických kategorií jako jsou třídy a svazy (**Obr. 4.**), je dle ordinačního diagramu zřejmé, že průběh sukcese na vlhkých a suchých stanovištích je značně odlišný, avšak z hlediska tohoto členění lze říci, že v inerciálních stádiích jsou převážně zastoupeny jednoleté ruderály (*Chenopodietea*), segetální vegetace (*Secalietea*) a jednoletky vlhkých půd (*Bidentetea tripartitae* a *Isoëto-Nanojucetea*), které přes travnatá společenstva (*Calthion*, *Arrhenatherion*, *Festuco-Brometea*) až smilkové trávníky a vřesoviště (*Nardo-Callunetea*), otevřené formace mělkých půd (*Sedo-Scleranthetea*) nebo společenstva víceletých ruderálů (*Artemisietea vulgaris*,

Galio-Urticetea) vedou k lesnatým formacím s druhy typickými pro acidofilní dubové lesy (*Quercetea robori-petraeae*), jehličnatým lesům (*Vaccinio-Piceetea*), dubobukovým opadavým lesům (*Quercu-Fagetea*) nebo olšinám a vrbinám (*Alnetea glutinosae*). Zcela stranou stojí vegetace podobná mezickým a xerickým křovinám třídy *Rhamno-Prunetea*.



Obr. 4. DCA druhů na základě jejich cenotické příslušnosti (Chytrý & Tichý 2003). Obálky okolo skupin snímků: čárkovaně vlhká série, plnou čarou suchá, silně nejstarší sukcesní stádia (>41 let), středně silně střední sukcesní stádia (3-41let), slabě nejmladší sukces.stádia (1-3 roky).

Vysvětlivky zkratk:

ALNE GLUT <i>Alnetea glutinosae</i>	GALI-URTI <i>Galio – Urticetea</i>	QUER ROB-PETR <i>Quercetea robori-petraeae</i>
ARRH <i>Arrhenatherion</i>	CHENO <i>Chenopodietea</i>	RHAM-PRUN <i>Rhamno-Prunetea</i>
ARTE VULG <i>Artemisietea vulgaris</i>	ISOE-NANJ <i>Isoëto-Nanojucetea</i>	ROBI <i>Robinietea</i>
BIDE-TRIP <i>Bidentetea tripartitae</i>	NARD-CALL <i>Nardo-Callunetea</i>	SALI PURP <i>Salicetea purpureae</i>
CALT <i>Calthion</i>	PHRA-MAGN <i>Phragmito-Magnocaricetea</i>	SECA <i>Secalietea</i>
EPIL ANGU <i>Epilobietea angustifolii</i>	PLAN MAJO <i>Plantaginetea majoris</i>	SEDO-SCLE <i>Sedo-Scleranthetea</i>
FEST-BROM <i>Festuco-Brometea</i>	QUER-FAGE <i>Quercu-Fagetea</i>	VACC-PICE <i>Vaccinio-Piceetea</i>

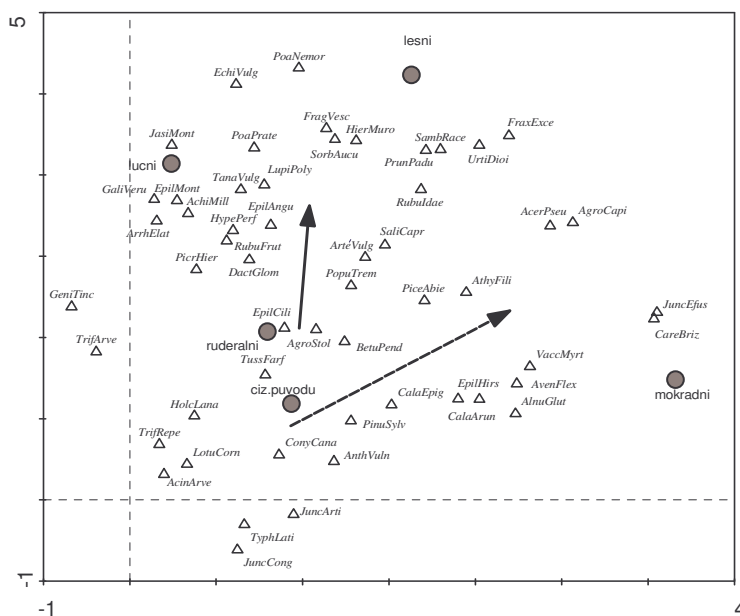
4.3. PRŮBĚH SUKCESE Z HLEDISKA ABUNDANCE DRUHŮ – CELÉ LOMY

Celkem bylo v kamenolomech nalezeno 297 druhů vyšších rostlin (**Příloha č. 3.**), což je asi 11 % české flóry (s allochtonním materiálem 312 druhů); z toho 11 druhů červeného seznamu (Procházka 2001).

Pokud budeme na sukcesi pohlížet na základě analýz dat týkajících se abundance, opět můžeme rozlišit dvě série - vlhkou a suchou - viz **Obr. 5**. Vodorovná osa odpovídá gradientu věku (sukcesního stáří), svislá pravděpodobně

gradientu vlhkosti. Iničiální stádia vlhké řady jsou v ordinačním diagramu reprezentována druhy jako *Typha latifolia*, *Juncus conglomeratus* a *Juncus articulatus*, pokračují přes např. *Alnus glutinosa* až ke graminoidům jako *Juncus effusus* či *Carex brizoides*. V terénu byly patrné dvě subsérie: trvale zamokřená stanoviště sukcesně končí u graminoidů s občasným výskytem vlhkomilné dřeviny a periodicky zaplavovaná subsérie s konečnými stádii lesnatého charakteru – olšiny. Suchá série vede k víceméně lesním porostům v kombinaci s trávami. Suchou sérii lze tedy rozdělit na dvě subsérie kdy první vede k lesním formacím s druhy *Picea abies*, *Fraxinus excelsior* nebo *Acer pseudoplatanus*; druhá spíše k travnatým společenstvům s občasným výskytem dřeviny (levá horní část diagramu). Z obrázku dále vyplývá, že sukcese běží divergentně. Druhy cizího původu a druhy ruderální můžeme vidět v levé dolní části ordinačního diagramu, podíl těchto dvou skupin je největší v časných sukcesních stádiích. Centroid druhů příslušející lesním a lučním biotopům nacházíme v horní části ordinačního diagramu, těmto dvěma odpovídají pozdní sukcesní stádia v suché řadě, ve vlhké řadě pozdním sukcesním stádiím odpovídá centroid biotopů mokřadních. Z diagramu je patrné, že centroid druhů příslušejících k biotopům *lesní* a *mokřadní* stojí mírně stranou, víceméně to odpovídá sukcesnímu trendu směřovat buď k mokřadním biotopům nebo k lesním biotopům.

Výskyt allochtonního materiálu neovlivňuje směr sukcese ($p=0,41$).



Obr. 5. DCA druhů nacházejících se uvnitř lomu, čárkovaně vlhká série, plně suchá série, šipky spojují iničiální stádia a nejstarší stádia sukcesních řad.

4.4. VLIV OKOLÍ

4.4.1. PODOBNOST DRUHOVÉHO SLOŽENÍ UVNITŘ A VNĚ LOMU

Okolní vegetace má bezesporu vliv na to, jaké druhy se v lomu uchyťí. Téměř všechny druhy, které se nacházejí uvnitř kamenolomu (97 %), se vyskytují do 100 m od okraje lomu. Do 100 m se nevyskytují některé druhy mokřadní.

V okolí kamenolomů (do 100 m od okraje) bylo nalezeno 370 druhů vyšších rostlin (**Příloha č. 3.**). Průkazně vyšly ($p < 0,05$) proměnné *pole*, *louka*, *les*, *urbánní* (vč. ruderální) do 100 m od okraje lomu. Neprůkazně vyšly proměnné *mokřadní a vodní* biotop – viz **Tab. 3.**

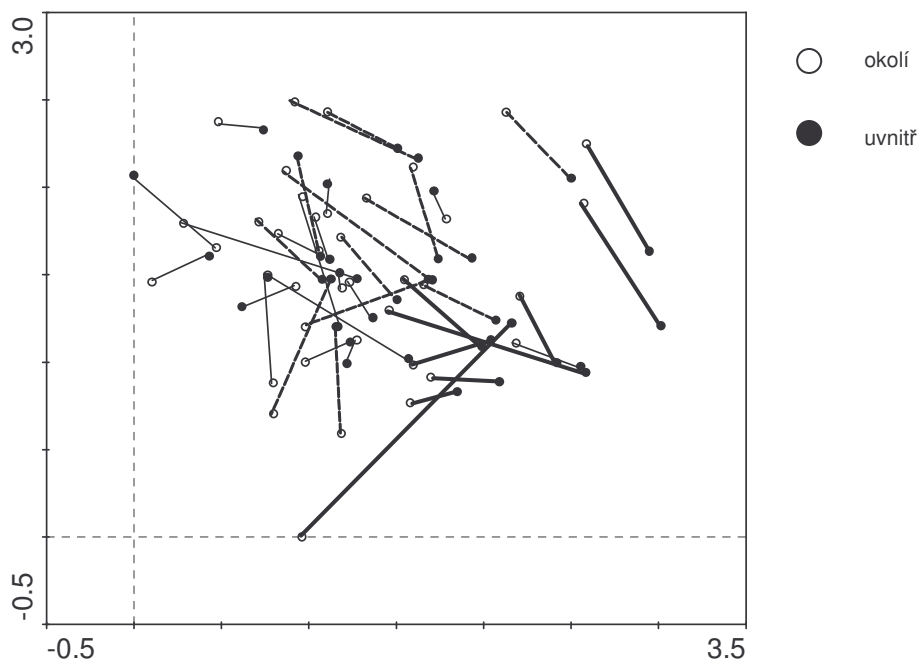
Co se týče kategorií *land-cover* (do 1 km od hrany lomu) dá se opět říci, že charakter nejbližší okolní krajiny ovlivňuje typ vegetace uvnitř kamenolomu. Pokud se v okolí vyskytuje převážně lesnatá krajina, je velmi pravděpodobné, že převažujícími vegetačními typy uvnitř kamenolomu budou lesní formace. Pokud je do 1 km v okolí větší podíl travnatých společenstev, projeví se to uvnitř kamenolomu větším zastoupením těchto stanovišť. Je-li v okolí větší podíl urbánní krajiny, lze předpokládat také vyšší zastoupení synantropní či ruderální vegetace uvnitř lomu.

Tab. 3. Výsledky CCA biotopů do 100 m a 1 km od okraje kamenolomu.

	Proměnná	R (korelace druhy – proměnné)	F (hodnota F statistiky)	P (míra pravděpodobnosti dosažená Monte Carlo testem, * $<0,05$)
Zastoupení biotopů do 100 m	Pole	0,878	1,24	*
	Louka	0,875	1,31	*
	Les	0,705	2,28	*
	Urbánní (vč. ruderální)	0,819	1,78	*
	Mokřadní a vodní	0,565	1,56	n.s.
Zastoupení biotopů (resp. <i>land cover</i>) do 1 km	Pole	0,660	1,78	n.s.
	Louka	0,789	1,79	*
	Les	0,886	2,03	*
	Urbánní (vč. ruderální)	0,856	1,31	*
	Mokřadní a vodní	0,654	1,62	n.s.

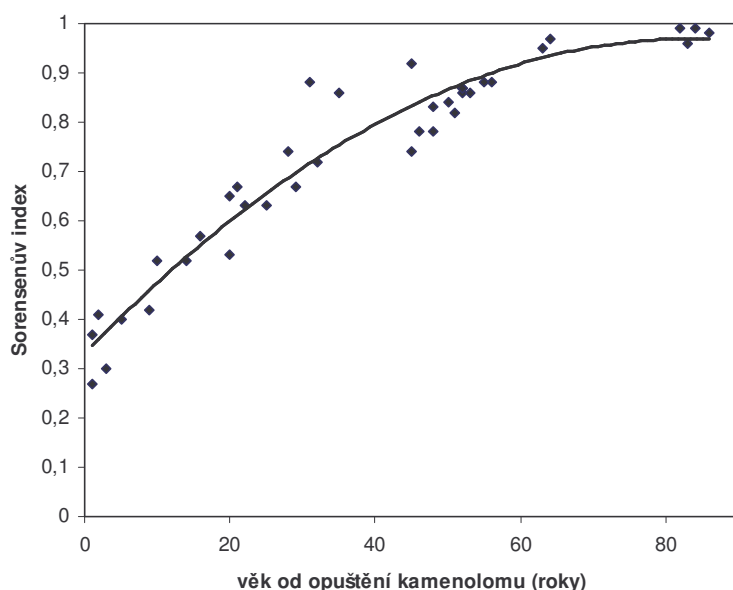
n.s. - neprůkazné

Podobnost vegetace uvnitř lomu a v okolí dobře ilustruje **Obr. 6.**, ordinace lomů a jejich okolí na základě zastoupení druhů. Silné spojnice, tedy nejmladší sukcesní stádia, mají mezi sebou nejdelší vzdálenost, naopak slabé spojnice, tedy nejstarší sukcesní stádia, jsou sobě nejbližší (okolí lomu a uvnitř lomu jsou si nejvíce podobné). Z toho vyplývá, že během sukcese se zvyšuje podobnost mezi druhovým složením vegetace v lomech a v jejich okolí, přičemž tato podobnost je všeobecně velmi vysoká.



Obr. 6. DCA okolí a uvnitř lomu (silné spojnice: kamenolomy 0-10 let od opuštění, čárkované spojnice: 10-30 let od opuštění, slabé spojnice 30 a víc let od opuštění).

Obr. 7., ve kterém je vyneseno Sørensenův index v závislosti na věku velmi pěkně ukazuje, že nejstarší kamenolomy mají Sørensenův index blízky číslu 1, tím pádem je druhové složení okolní vegetace téměř totožné s vegetací uvnitř lomu.



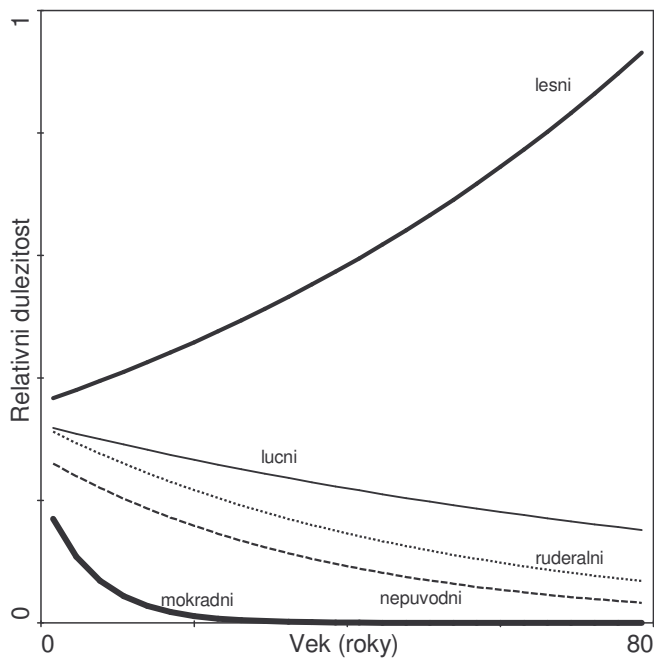
Obr. 7. Sørensenův index, podobnosti druhového složení v kamenolomu a jeho okolí.

4.4.2. JAK A ČÍM JE PODMÍNĚNA KOLONIZACE LOMŮ

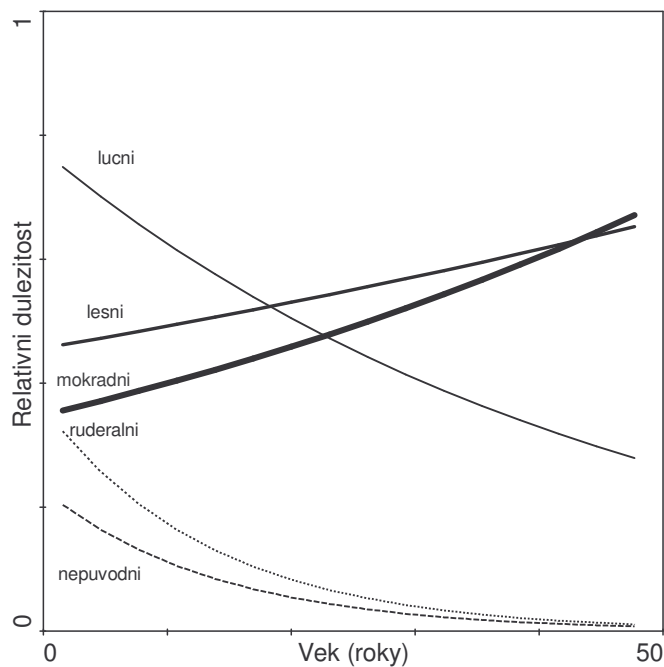
Proporční změny cílových (luční, lesní a mokřadní) druhů a nežádoucích (ruderalní a druhy cizího původu) skupin druhů v čase během sukcese ve dvou dílčích sériích (vlhké a suché) jsou ukázány na **Obr. 8.** a **9.** Druhy luční v obou sériích postupem času klesají, ve vlhké řadě na počátku sukcese mají nejvyšší podíl. Lesní stoupají a to výrazněji v suché řadě. Druhy vlhkomilné až mokřadní v suché sérii klesají již od počátku sukcese a po cca dvaceti letech po opuštění kamenolomu mizí docela. Zatímco ve vlhké řadě tyto druhy poměrně strmě stoupají, což je pochopitelné, a nakonec převažují nad druhy lesními. Podíl druhů nežádoucích, ať už u ruderalních nebo druhů cizího původu, postupem času klesá.

Více než tři čtvrtiny všech druhů z okolí (do 100 m od okraje kamenolomu) se uchycují i uvnitř kamenolomu – **Obr. 10.** Lesních druhů se do kamenolomu dostane téměř 75%, lučních a mokřadních dokonce téměř 90%. Nežádoucích ruderalních druhů se do lomu dostanou také téměř tři čtvrtiny a druhů cizího původu asi 80%, avšak jak již bylo řečeno výše, druhy nežádoucí během sukcesního vývoje ubývají. U lesních a lučních druhů a u druhů cizího původu se všechny druhy pozorované uvnitř kamenolomu vyskytují i do 100 m od okraje; u druhů mokřadních se 19 druhů vyskytuje uvnitř lomu avšak nevyskytuje se do 100 m v okolí. U druhů ruderalních

byly zaznamenány dva druhy (*Sagina procumbens* a *Ballota nigra*), které se vyskytují pouze v kamenolomu a ne v jeho okolí.

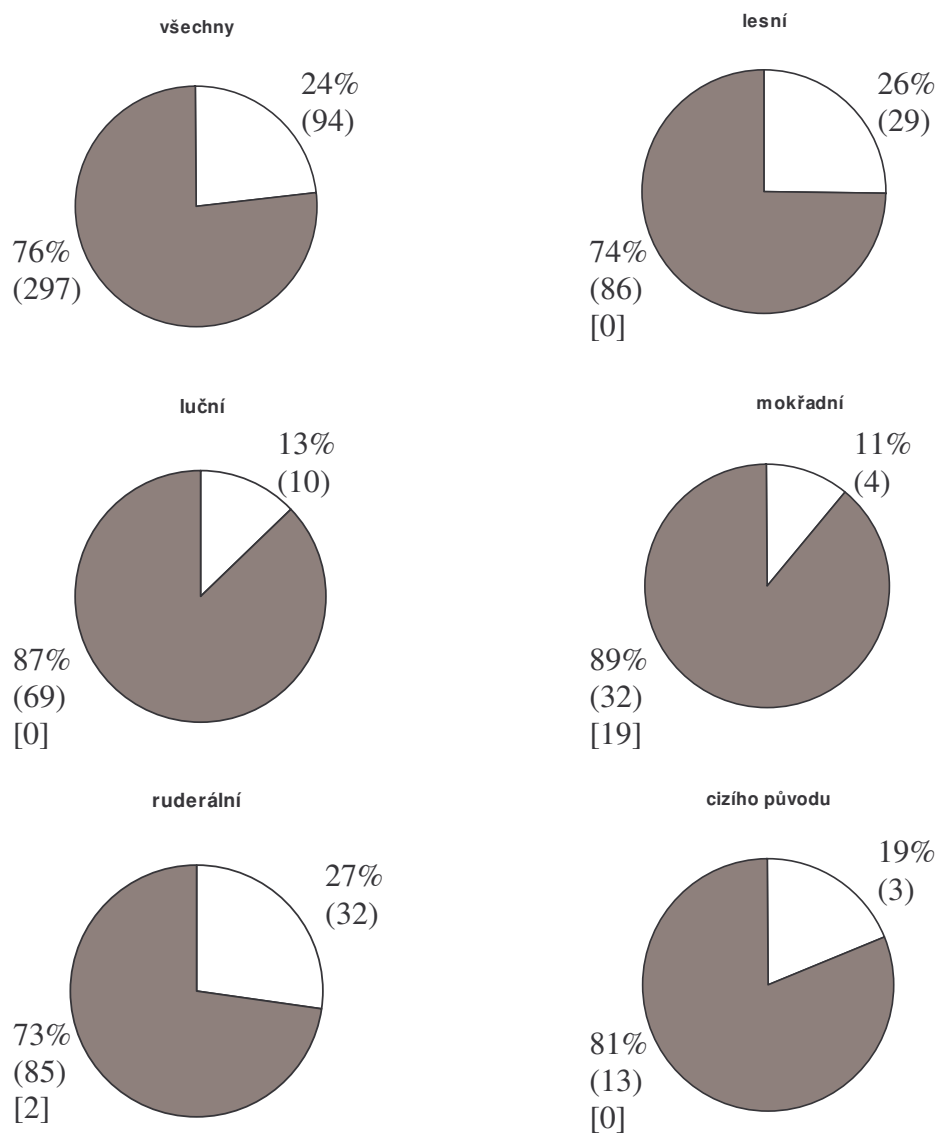


Obr. 8. Změny relativního zastoupení skupin druhů během sukcese v suché řadě. GLM, Poissonova distribuce, (relativní význam - odvozeno z pokryvnosti, věk od opuštění kamenolomu v letech (resp. průměr věku všech osnímkovaných stanovišť v daném lomu).



Obr. 9. Změny relativního zastoupení druhů během sukcese ve vlhké řadě. GLM, Poissonova distribuce, (relativní význam - odvozeno z pokryvnosti, věk od opuštění kamenolomu v letech (resp. průměr věku všech osnímkovaných stanovišť v daném lomu).

Do daných pěti skupin nebylo zařazeno 28 druhů z důvodu nejasné příslušnosti k těmto skupinám.



Obr. 10. Úspěšnost kolonizace lomu cílovými a nežádoucími druhy. Bíle: druhy vyskytující se jen v okolí lomu (do 100m), šedě druhy vyskytující se v lomech i v okolí. Procentuální zastoupení cílových a nežádoucích skupin druhů je založeno na počtu druhů v každé skupině (v kulatých závorkách). Počet druhů vyskytujících se pouze v lomu a ne v jeho okolí je uveden v hranatých závorkách.

V **Tab. 4.** jsou uvedeny druhy červeného seznamu, které se vyskytovaly uvnitř kamenolomu. Do kamenolomu se nedostal druh *Centaurium erythraea* (C4a), který se nacházel do 100 m od hrany kamenolomu. Kromě druhů *Carex hostiana* a

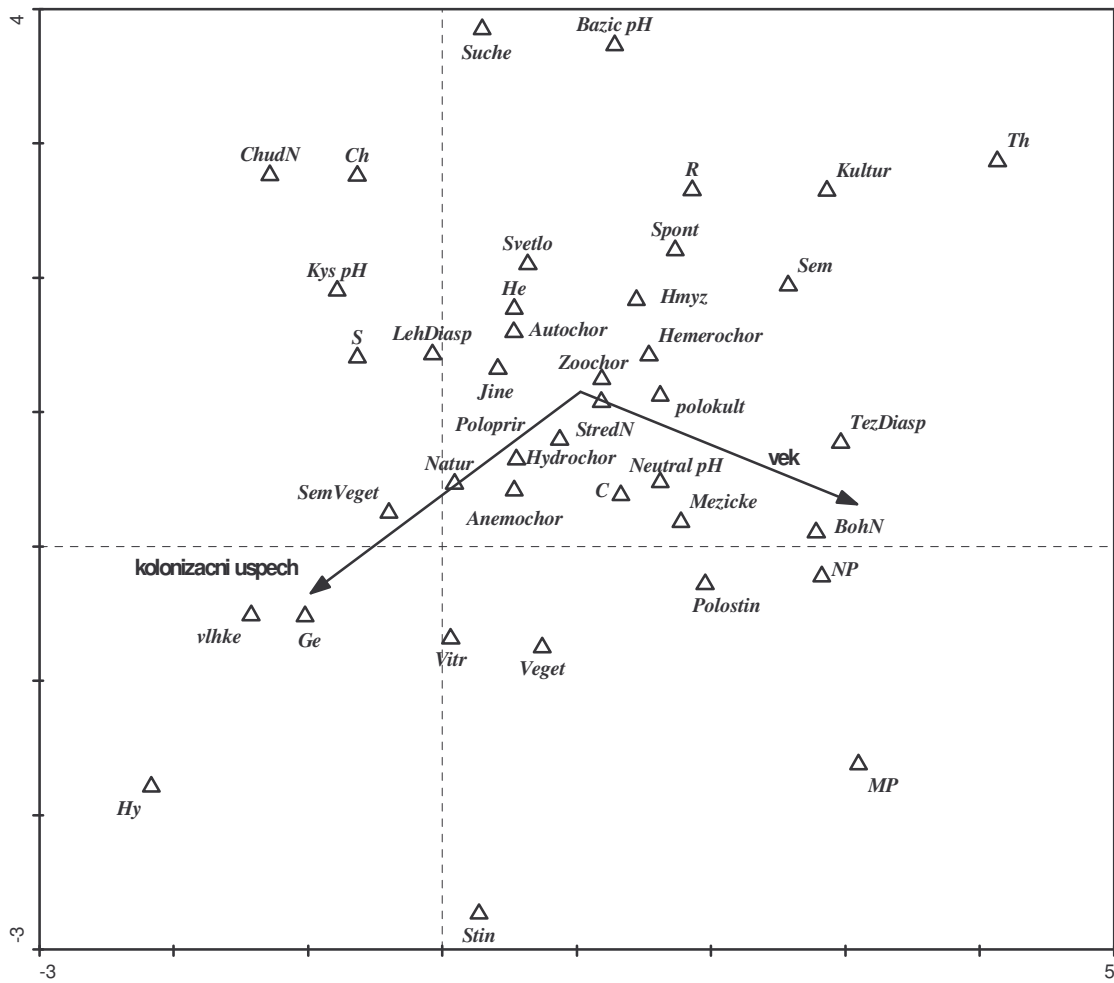
Schoenoplectus lacustris se ostatní uvedené druhy červeného seznamu vyskytovaly v okolí kamenolomu.

Tab. 4. Druhy červeného seznamu nalezené uvnitř kamenolomů.

status	druh
C2	<i>Carex hostiana</i>
C3	<i>Eleocharis ovata</i> <i>Filago arvensis</i>
C4a	<i>Abies alba</i> <i>Centaurea cyanus</i> <i>Epipactis helleborine</i> <i>Galium boreale</i> <i>Lilium martagon</i> <i>Schoenoplectus lacustris</i> <i>Thymus praecox</i>

Nepřímá ordinační analýza DCA ukazuje, jaké charakteristiky životního cyklu a nároky na stanoviště jsou důležité pro úspěšnou kolonizaci studovaných opuštěných kamenolomů - **Obr. 11**. Hodnoty „*eigenvalue*“ první a druhé osy jsou 0,63 a 0,48. *Ex post* byly do diagramu vloženy proměnné kolonizační úspěch (vyjádřen indexem, kde v čitateli je počet lomů v kolika se druh nachází, ve jmenovateli počet okolí lomů, ve kterých se druh nachází) a věk od opuštění kamenolomu (resp. průměr sukcesního stáří různě starých sukcesních stádií v daném lomu).

Z diagramu lze odhadnout, že nejvíce úspěšnými druhy jsou geofyty nebo hydrofyty se schopností alespoň částečně se vegetativně šířit. V časných stádiích sukcese jsou úspěšné druhy, které jsou tolerantní ke stresu, rostou na místech s nízkou hladinou dusíku a snášejí velmi kyselé prostředí. Neúspěšnými druhy časných stádií jsou druhy, které můžeme charakterizovat jako R-stratégy typické pro obdělávaná pole a ruderály, které se reprodukují pouze semeny, jsou to často terofyty. Úspěšnými druhy pozdních stádií jsou anemochorní druhy polopřirozených stanovišť opylované větrem, kterým vyhovují mezická stanoviště se střední až vysokou hodnotou obsahu dusíku. Jsou to především fanerofyty, které snášejí polostín. Pozdní sukcesní stadia nevyhovují druhům s příliš těžkými semeny polokulturních stanovišť.



Obr. 11. DCA nároků na stanoviště a životních vlastností druhů kolonizujících prostor uvnitř kamenolomu. Kolonizační potenciál a věk od opuštění stanoviště byly vloženy ex post jako pasivní proměnné, vysvětlivky v **Tab. 5**.

Tab. 5. Přehled charakteristik životního cyklu a stanovištních preferencí druhů užitých v analýze.

	Skupiny	Kategorie	Popisek	Poznámka
Charakteristiky životního cyklu	1.Strategie	C strategie S strategie R strategie	C S R	Klotz et al. (2004)
	2. Životní strategie	Chamaefyt Geofyt Hemikryptofyt Hydrofyt Nanophanerofyt Makrophanerofyt Terofyt	Ch Ge He Hy NP MP Th	Klotz et al. (2004)
	3. Reprodukce	Semena Vegetativně Semena&vegetativně	Sem Veget SemVeget	Klotz et al. (2004)
	4. Pylový vektor	Hmyz Spontánní Vítr Jiné	Hmyz Spont Vitr Jine	Klotz et al. (2004)
	5. Disperse	anemochorie autochorie hemechorie hydrochorie zoochorie	anemochor autochor hemechor hydrochor zoochory	Bonn et al. (2000), Jackel et al.(2006), Tackenberg et al. (unpublished) Klotz et al. (2004)
	6. Váha diaspor	lehké těžké	LehDiasp TezDiasp	<1mg; Klotz et al. (2004) ≥1mg; Klotz et al. (2004)
Stanovištní preference	7. Stupeň hemerobie*	přirozené polopřirozené polokulturní kulturní	Prir Poloprir Polokult Kultur	Klotz et al. (2004)
	8. Světlo	světlo polostín stín	svetlo polostin stin	Indikační čísla 7-9:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 4-6:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 1-3:Ellenberg et al. (1992)
	9.Vlhkost	suché mezické Vlhké	suche mezicke vlhke	Indikační čísla 1-4:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 5-8:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 9-11:Ellenberg et al.(1992)
	10. Dusík	Chudé na N střední Bohaté na N	chudN stredN bohN	Indikační čísla 1-3:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 4-6:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 7-9:Ellenberg et al. (1992)
	11. Reakce (pH)	kyselá neutrální bazická	Kys pH Neutral pH Bazic pH	Indikační čísla 1-5:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 6-7:Ellenberg et al. (1992) Indikační čísla 8-9:Ellenberg et al. (1992)

**přirozené* -druhy málo člověkem ovlivněných lesů, téměř přirozených lučních a mokřadních stanovišť
polopřirozené - druhy využívaných lesů s přirozeným druhovým složením keřového a bylinného patra, extenzivně využívané pastviny a louky
polokulturní - druhy intenzivně využívaných pastvin a luk, kulturní lesy se změněným druhovým složením
kulturní - druhy obdělávaných polí a ruderalních stanovišť

5. DISKUSE

5. 1. PRŮBĚH SPONTÁNNÍ SUKCESE

Studované kamenolomy se vyskytují v poměrně chladném klimatu, víceméně ve stejné nadmořské výšce (± 100 m), a priori lze tedy předpokládat, že všechny budou mít podobný sukcesní vývoj. Obecně sukcesní vývoj vegetace směřuje ve studovaných kamenolomech k lesním stádiím, což potvrzuje mimo jiné i studie Chumana (2006) z nedaleké oblasti Skutečska. K jistým odlišnostem dochází (stejně jako ve výše zmíněné studii) u skalních stěn, což bylo v mém terénním průzkumu pozorováno, avšak nevyšel průkazný výsledek (bude zmíněno v další části textu). Ze studií v Českém krasu a Českém středohoří je známo, že závěrečnými sukcesními stádii mohou být i xerothermní trávníky nebo křoviny (Sádlo 1983, Novák & Prach 2003 atd.), což v klimatických podmínkách Českomoravské vysočiny zjištěno nebylo.

Spontánní sukcese je v iniciálních stádiích (1-3 roky) charakteristická poměrně řídkou vegetací jednoletých druhů a semenáčky dřevin, následuje jakási směs jednoletých, dvouletých a vytrvalých druhů se semenáčky až menšími exempláři dřevin (4-10 let). Dále pokračuje vývoj přes zapojenější vegetaci vytrvalých bylin a dřevin prakticky k lesním porostům, na vlhkých stanovištích ke směsným porostům ostřic a vlhkomilných dřevin. Podobný sukcesní vývoj, pokud nejsou provedeny nějaké zásahy, probíhá na vlhčích stanovištích v opuštěných bazických kamenolomech Českého středohoří (Novák & Prach 2003), avšak v této klimaticky i geologicky odlišné oblasti, jsou v kamenolomech častým jevem již zmíněné cenné xerothermní trávníky.

Na kyselých substrátech se obecně vyskytuje méně druhů než na bazických substrátech (Hodgson 1981), avšak myslím, že 11% druhů z celé české flóry zjištěných ve studených lomech, je poměrně dobrým argumentem pro podporu spontánní sukcese jako procesu obnovy opuštěných kamenolomů.

A priori by se dalo předpokládat, že čím je kamenolom větší, tím více druhů se bude uvnitř něj vyskytovat. Avšak má terénní pozorování tomuto nenasvědčují. Například v kamenolomu Pikárec, jež patří mezi nejmenší ze studovaných, se vyskytuje v 1 fytocenologickém snímku (5 x 5 m) nejvíce druhů (32) ze všech osnímkovaných ploch. Ačkoliv by měly mít kamenolomy s větší rozlohou větší počet druhů a stanovišť než kamenolomy menší (Jefferson 1984), v případě mnou

studovaných kamenolomů se tedy tato skutečnost nepotvrzuje. Paradoxně, je tomu spíše naopak.

V pozdních sukcesních stádiích převládají žádoucí (cílové) druhy, jsou to především lesní, luční a mokřadní druhy. Významná mokřadní stanoviště jsou velmi žádoucí například i v opuštěných pískovnách (Řehouňková & Prach 2006). Dalším podpůrným argumentem pro spontánní sukcesi je nízký podíl druhů cizího původu, které sice snadno do lomu pronikají, avšak v pozdních sukcesních stádiích vyznívají.

Víceméně stálý vegetační kryt se vytváří asi po deseti až patnácti letech po opuštění kamenolomu, což je poměrně krátká doba (opět další podpůrný argument pro spontánní sukcesi). Podobná data byla zjištěna i u jiných sukcesních sérií v našich klimatických podmínkách (Holl 2002, Prach & Pyšek 2001 aj.)

V mém průzkumu se jednotlivá stanoviště uvnitř kamenolomu v průběhu sukcese prakticky neliší, avšak některé studie uvádí opak (např. Ursic et al. 1997, Chuman 2006, Khater et al. 2003). Přestože proměnná „skalní stěna“ nevyšlo statisticky průkazně, lze pozorovat jisté opoždění ve vývoji oproti ostatním studovaným stanovištím. Lomové stěny jsou často velmi strmé (skon i přes 80°). Na takovýchto stěnách se neformuje žádná půda, avšak v puklinách, na konkávních útvarech a na římsách částečně ano (Jian-Gang et al. 2006). Pro většinu rostlin je tedy celkem obtížné uchytil se na takto extrémních stanovištích.

Všechna narušená a poté opuštěná stanoviště (kamenolomy, pískovny, opuštěná pole, nová stanoviště vytvořená přírodními silami atd.) nejvíce ovlivňuje věk (sukcesní stáří) od opuštění daného stanoviště (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006, Ursic et al. 1997, Osbornová et al. 1990, Dale et al. 2005 aj.). Dalšími faktory ovlivňující průběh sukcese jsou např. vlhkost (Řehouňková & Prach 2006), velikost stanoviště (Ursic et al. 1997) a především okolní vegetace (Borgegård 1990, Řehouňková & Prach 2006, Novák & Prach 2003) a živiny (Osbornová et al. 1990).

5. 2. VLIV OKOLÍ

Druhové složení vegetace sukcesních stádií závisí na zdrojích diaspor v okolí (Paulin et al. 1999, Novák & Prach 2003). Uplatnění cílových i nežádoucích druhů je tedy silně ovlivněno tím, zda jsou tyto druhy přítomny v okolí daného stanoviště, a to většinou do vzdálenosti několika desítek metrů (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006).

V této studii je z hlediska disperse diaspor bráno v potaz okolí kamenolomu do 100 m od jeho okraje (Cain et al. 2000) a ukazuje se, že stejně jako ve studiích Novák & Prach (2003) a Řehouňková & Prach (2006) je to vzdálenost dostatečně postihující hlavní zdroje diaspor. Pro charakter vegetace uvnitř kamenolomu je tedy určující zastoupení a abundance druhů v okolí do 100 m. Avšak ne všechny práce studující efekt okolní vegetace jsou takto „optimistické“ (Borgegård 1990 - ve své studii štěrkopískoven ve Švédsku uvádí, že pouze 35% druhů vyskytujících se uvnitř, je společných s okolím).

U druhů ruderalních byly zaznamenány dva druhy (*Sagina procumbens* a *Ballota nigra*), které se vyskytují pouze v kamenolomu a ne v jeho okolí, to je pravděpodobně způsobeno zavlečením těchto druhů s technikou, která do daného kamenolomu dopravila propagule těchto druhů, nebo je to způsobeno, s největší pravděpodobností u druhu *Sagina procumbens*, přehlédnutím tohoto drobného druhu v okolí kamenolomu.

Druhy kolonizující v různém čase sukcesní stádia opuštěných kamenolomů mají rozdílné kombinace nároků na stanoviště a životní strategie. Výsledky jsou víceméně shodné s teoretickým očekáváním (Glenn-Lewin et al. 1992, Grime 2001), časná sukcesní stádia, hlavně v primárních sériích, kolonizují druhy tolerantní ke stresu, rostoucí na místech s nízkou hladinou dusíku; úspěšnými druhy pozdních sukcesních stádií jsou anemochorní druhy opylované větrem, tolerantní k zastínění, vyhovují jim mezická stanoviště se střední až vysokou hodnotou obsahu dusíku, jsou to často fanerofyty a chamaefyty.

Avšak jsou tu jisté odlišnosti od všeobecně známých očekávání (Glenn-Lewin et al. 1992) - chamaefyty jsou úspěšné v časnějších stádiích, therofyty jsou víceméně celkově neúspěšné apod. Obecně rozšířené druhy s lehkými semeny rozšiřované větrem jsou úspěšné v časných sukcesních stádiích a zoochorně a autochorně rozšiřované druhy v pozdních stádiích (Rydin & Borgegård 1991). Alespoň částečná vegetativní reprodukce zvyhodňuje druhy v expanzi (Luken 1990) a to zejména v časných sukcesních stádiích.

Kolik a jaké druhy budou schopny kolonizovat stanoviště, záleží tedy na charakteristikách diaspor, dostupností a chováním transportních vektorů a abundancí a přístupností lokálních zdrojů (Díaz et al. 1998, Ozinga et al. 2005).

Semena mohou být transportována mnoha vektory. Přenos větrem alespoň na nějakou vzdálenost se vyskytuje skoro u všech druhů (Thomson & Grime 1979), není

tedy překvapující, že tyto druhy jsou charakteristické pro pionýrská stanoviště jako jsou lomy (Bakker et al. 1996). Dalším významným vektorem jsou zvířata, což se potvrzuje v mé studii hlavně u mokřadních druhů, které jsou často přenášeny zoochorně na větší vzdálenosti – z tohoto důvodu se pravděpodobně 19 mokřadních druhů vyskytuje pouze uvnitř kamenolomu a ne v okolí do 100 m – viz *Výsledky*). Neméně významným vektorem je sám člověk (Harper 1977).

Propagule mohou být transportovány již zmíněnými vektory přímo na stanoviště (Strykstra et al. 1998) nebo mohou být obsaženy v semenné bance v půdě. Pokud se na dané místo diaspora dostane, není ovšem zaručeno, že se uchytí. Časná stadia kolonizace jsou kritická pro obnovu vegetace na disturbovaném stanovišti (Jian-Gang et al. 2006). Největší ztráty, hlavně během časných stádií kolonizace, pravděpodobně způsobují fyzikální vlivy jako vítr, vodní eroze, mrazové zvětrávání apod. (Davis 1981). V experimentu tohoto autora sledujícím ztráty semen na dnu lomu odhalily, že 20-50% semen zmizí po 25 dnech, 30-75% po 50 dnech a 60-90% po 125 dnech. Semena byla poté nalezena ve spodnějších půdních profilech. Dalšími faktory negativně ovlivňujícími uchycení rostlin jsou sesychání, predace, vysoké teploty na povrchu půdy; v částečně činných lomech může být dalším faktorem usazující se prach (Park 1981). Je zřejmé, že rostliny nejlépe adaptované na podmínky iničiálních stádií v lomech, jsou druhy charakteristické pro neúživné substráty (Hodgson 1981).

Dalším faktem souvisejícím s úspěšností druhu je např. dlouhověkost semene nacházejícího se v semenné bance. Ta často souvisí s jeho velikostí a tvarem (Harper 1977, Thomson & Grime 1979).

V neposlední řadě je třeba zmínit, že těžbou zasažená opuštěná stanoviště jsou často vhodnými refúgií ohrožených nebo vzácných druhů (Novák & Prach 2003, Sádlo & Tichý 2003, Řehounková & Prach 2006). Tyto druhy jsou pravděpodobně konkurenčně slabší a na nově utvořených stanovištích, kde je míra konkurence alespoň po nějaký čas nižší, mají větší šanci se uchytit.

Bohužel stále přetrvávají technické rekultivace takto narušených míst, ačkoliv jsou již k dispozici vědecké poznatky o jejich zbytečnosti na rozsáhlých plochách. Tyto vědecké podklady poskytuje ekologie obnovy jako mladá vědecká disciplína, která stále rozvíjí svoje koncepty, teorie a metody (Bradshaw 1993, Hobbs & Norton 1996).

6. ZÁVĚR

Směr a rychlost spontánní sukcese v opuštěných kamenolomech s kyselým podložím je ovlivněna mnoha faktory. Hlavními faktory jsou v případě mnou studovaných kamenolomů věk (sukcesní stáří) od opuštění kamenolomu, vlhkost stanoviště, oslunění, inklinace, zda je lom činný, zatopený, jakou má velikost, druhové složení vegetace v okolí do 100 m od okraje kamenolomu a *land-cover* v okolí do 1 km. Směr sukcese se na dílčích studovaných stanovištích prakticky neliší, víceméně všechny sukcesní série vedou k vegetaci, ve které jsou v převažující míře zastoupeny dřeviny.

Druhová skladba vegetace je v průběhu sukcese ovlivněna hlavně přísunem diaspor z nejbližšího okolí, biotickými interakcemi druhů a také charakterem stanovišť, které se vyskytují do 1 km od kamenolomu. Je tedy zřejmé, že biotopy vyskytující se v okolí kamenolomu, jsou významným určujícím faktorem. Je tedy velmi žádoucí zachovat v průběhu těžby alespoň částečně přilehlá polopřirozená stanoviště.

Přestože byl v ekologii obnovy učiněn určitý pokrok, je spontánní sukcese pořád málo využívána jako přirozená cesta k obnově narušených stanovišť. Technické rekultivace stále převažují a stále se na ně používají velké sumy peněz, a to i přes to, že bylo opakovaně potvrzeno, že pozdější stádia přirozeného sukcesního vývoje mají podobné vegetační složení jako přirozená stanoviště v daném regionu.

Opuštěné kamenolomy mohou být přirozenými refugii pro vzácné a ohrožené druhy a konec konců určitým způsobem také oživením kulturní krajiny. Pokud těžbou nezaniknou hodnotná stanoviště, lomy nejsou příliš rozlehlé a nepůsobí esteticky příliš rušivě, lze na ně pohlížet i jako na pozitivní prvek v krajině.

7. POUŽITÁ LITERATURA

Bakker, J.P., Olff, H., Willems, J. & Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J. Appl. Sci.* 7:147-156.

Bakker, J.P., Poshold, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45:461-469.

Bonn, S., Poschod, P. & Tackenberg, O. 2000. Diasporus- a database for diaspora dispersal-concept and applications in case studies for risk assessment. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9:85-97.

Borgegård, S.O. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *J. Appl. Sci.* 1:675-682.

Bossuyt, B., Honnay, O. & Hermy, M. 2003. An island biogeographical view of the successional pathway in wet dune slacks. *J. Veg. Sci.* 14:781-788.

Bradshaw, A. D. 1993. Restoration ecology as a science. *Rest. Ecol.* 1:71-73.

Bradshaw, A.D., Marrs, R.H. & Roberts, R.D. 1982. Succession. In: Davis B.N.K. (ed.) *Ecology of quarries: the importance of natural vegetation*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, Cambridge, England.

Bukáček, R. 1995. Chráněná krajinná oblast. In: Hubičková, L. et al. (red.): *Svratka včera a dnes*. Impreso, Žďár nad Sáz.

Bureš, P. 1994. Dějiny botanického výzkumu a základní floristická bibliografie Havlíčkovobrodská. In: Bureš, P.(ed.): *Dějiny botanického výzkumu a základní floristická bibliografie Havlíčkovobrodská*. Vlastivědný sborník 9:9-29.

Cain, M.L., Miligan, B.G. & Strand, A.E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *Amer. J. Bot.* 87:1217-1227.

Cullen, W.R., Wheeler, P.C. & Dunleavy, P.J. 1998. Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biol. Conserv.* 84:25-33.

Dale, V.H., Swanson, F.J & Crisafulli, Ch.M. (eds.), 2005. *Ecological response to the 1980 eruption of Mount St. Helens*, Springer, New York.

Davis, B.N.K., Lakhani, K.H., Brown, M.C. & Park, D.G. 1985. Early seral communities in a limestone quarry: an experimental study of treatment effects on cover and richness of vegetation. *J. Appl. Ecol.* 22:473-490.

Demek, J. 1988. *Obecná geomorfologie*. Academia, Praha.

Díaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environment filters at a regional scale. *J. Veg. Sci.* 9:113-122.

Dovčiak, M, Frelich, L.E. & Reich, P.B. 2005. Pathways in old-field succession to white pine: seed rain, shade, and climate effects. *Ecol. Monogr.* 75:363-378.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18:1-258.

Finegan, B.G. & Harvy, H.J. 1981. The dynamics of chalk quarry vegetation. In: Davis, B.N.K. (ed.) *Ecology of quarries. The importance of natural vegetation.* Cambridge University Press, Cambridge.

Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.), 1992. *Plant succession. Theory and prediction.* Chapman & Hall, London.

Grime, J.P. 2002. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*, 2nd ed. John Wiley and sons, Chichester.

Grime, J. P., Hodgson, J.G. & Hunt, R.J. 1988. *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species.* Unwyn Hyman, London.

Hanžl, P. & Melichar, R. 1995. Geologické zajímavosti CHKO Žďárské vrchy. In: Anonymous: *Člověk a ochrana přírody a krajiny v chráněné krajinné oblasti Žďárské vrchy. Sborník referátů z konference k 25. výročí založení CHKO Žďárské vrchy 19.-20. září 1995*, KSBG Brno, Žďár nad Sázavou.

Harker, D., Libby, G., Harker, K., Evans, S. & Evans, M. 1999. *Landscape restoration handbook.* 2nd. ed. Lewis, Boca Raton.

Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants.* Academic Press, London.

Hobbs, R. J. & Norton, D. A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Rest. Ecol.* 4:93-110.

Hodgson, J. G. 1981. The botanical interest and value of quarries. In: Davis, B.N.K. (ed.) *Ecology of quarries. The importance of natural vegetation.* Cambridge University Press, Cambridge.

Holl, K.D. 2002. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *J. Appl. Ecol.* 39:960-970.

Chuman, T. 2006. Příspěvek k poznání přirozené obnovy granodioritových lomů na Skutečsku. In: Prach, K., Pyšek, P., Tichý, L., Kovář, P., Jongepierová, I. & Řehounková, K. (eds.). *Botanika a ekologie obnovy. Zprávy České botanické společnosti. Materiály* 21:111-115.

Chytrý, M. & Tichý, L. 2003. Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis* 108:1-231.

Jackel, A.K., Dannemann, A., Tackenberg, O., Kleyer, M. & Poschlod, P. 2006. BIOTOP: Biotop-funktionelle Merkmale von Pflanzen und deren

Anwendungsmöglichkeiten im Arten-, Biotop- und Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bonn.

Jefferson, R.G. 1984. Quarries and wildlife conservation in Yorkshire Wolds, England. *Biol. Conserv.* 29:363-380.

Jian-Gang, Y., Wei, F., Ling, F., Yan, Ch., Dong-Qing, W. & Zhong-Yi, Y. 2006. Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Rest.Ecol.* 14:349-356.

Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach.* Belhaven Press, London.

Khater, C, Martin, A. & Maillet, J. 2003. Spontaneous vegetation dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Libanon. *Appl. Veg. Sci.* 6:199-204.

Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. 2004. BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner, J. & Štěpánek, J. (eds.) 2002. *Klíč ke květeně České republiky.* Academia, Praha.

Larson, D. W., Spring, S. H., Matthes-Sears, U. & Barlett, R. M. 1989. Organisation of the Niagara Escarpment cliff community. *Can. J. Bot.* 67:273-274.

Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO.* Cambridge University Press, Cambridge.

Luken, J.O. 1990. *Directing ecological succession.* Chapman and Hall, London.

McCartney, H.A. 1990. Dispersal mechanism through the air. In: Bunce, R.G.H. & Howard, D.C. (eds.). *Species dispersal in agricultural habitats.* Belhaven Press, London.

Melichar, R. 1993. Současné geologické výzkumy poličského a svrateckého krystalinika. In: Anonymous: *Přehled geologických výzkumů poličského a svrateckého krystalinika.* Vlastivědný sborník Vysočiny, Odd. Věd Přír. 11:27- 68.

Novák, J. & Konvička, M. 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecol. Eng.* 26:113-122.

Novák, J. & Prach, K. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6:111-116.

Osbornová, J., Kovářová, M., Lepš, J. & Prach, K. (eds.) 1990. *Succession in abandoned fields.* Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. Kluwer, Dordrecht.

Ozinga, W.A., Schamineé, J.H., Bekker, R.M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., Bakker, J. & van Groenendael, J.M. 2005. Predictability of plant species

composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos* 108:555-561.

Park, D. G. 1981. Seedling demography in quarry habitats. In: Davis, B.N.K.(ed.) *Ecology of quarries. The importance of natural vegetation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Parker, V.T. 1997. The scale of successional models and restoration objectives. *Rest. Ecol.* 5:301-306.

Pauk, F. & Polák, A. 1947. *Soupis lomů ČSR. 21. Okres Chotěboř. Čs. Svaz pro Výzk. a Zkouš. Tech. Důlež. Látek a Konstrukcí, Praha..*

Perrow, M.R. & Davy, A.J. (eds.) 2002. *Handbook of ecological restoration. Vol. 2: Restoration in practice*. Cambridge University Press, Cambridge.

Poulin, M., Rochefort, L. & Desrochers, A. 1999. Conservation of bog plant species assemblages, assessing the role of natural remnants in mined sites. *Appl. Veget. Sci.* 2:169-180.

Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pyšek, P., van Diggelen, R. & Wiegleb, G. 2001. Possibilities of using spontaneous succession in ecosystem restoration: a perspective. *Appl. Veg. Sci.* 4:111-114.

Prach, K., Mars, R., Pyšek, P. & Diggelen, R. 2007. Manipulations of succession. In: Walker, L.R., Walker, L. & Hobbs, R.J. (eds.) *Linking restoration and succession in theory and in practice*. Springer, New York.

Prach, K. & Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17:55-62.

Procházka, F. (ed.) 2001. *Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000)*. *Příroda* 18:1-166.

Prokop, F. 1946. *Soupis lomů ČSR. 18. Okres Nové Město na Moravě. Čs. Svaz pro Výzk. a Zkouš. Tech. Důlež. Látek a Konstrukcí, Praha.*

Prokop, F. 1949. *Soupis lomů ČSR. 17. Okresy Chrudim a Hlinsko. Čs. Svaz pro Výzk. a Zkouš. Tech. Důlež. Látek a Konstrukcí, Praha.*

Ranson, C.E. & Doddy, J. P. 1981. Quarries and nature conservation: objectives and management. In: Davis, B.N.K. (ed.) *Ecology of quarries. The importance of natural vegetation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Rejmánek, M. & Rejmánková, E. 2002. Biogeography of artificial islands: effects of age, area, elevation, and isolation on plant species richness. *Preslia* 74:307-314.

Rydin, H. & Borgegård, S.O. 1991. Plant characteristics over a century of primary succession on islands: Lake Hjälmaren. *Ecology*. 72:1089-1101.

Řehouňková, K. & Prach, K. 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local site and landscape factors. *J. Veget. Sci.* 17:493-500.

Sádlo, J. 1983. Vegetace vápencových lomů Českého krasu. Ms. 198 p. [Dipl. pr.; depon. in Knihovna kat. bot. Pff UK, Praha]

Sádlo, J. & Tichý, L. 2003. Sanace a rekultivace po lomové a důlní těžbě: tržné rány v krajině a jak je léčit. ZO ČSOP 45/54 Pozemkový spolek Hády, Brno.

Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & Henle, K. (eds.), 1996. Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Publ., Dordrecht.

Strykstra, R.J., Brekker, R.M. & Bakker, J.P. 1998. Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. Acta Bot. Neerl. 47:57-70.

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

Thomson, K. & Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten containing habitats. J. Ecol. 67:893-921.

Tränkle, U. 1995. Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrücken in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine Standorts- und Naturschutzgerechte Renaturierung. Ph.D. Thesis, University of Hohenheim. Sec. In: Bakker, J.P., Olf, H., Willems, J. & Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? J. Appl. Sci. 7:147-156.

Ursic, K.A, Kenkel, N.C & Larson, D.W. 1997. Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. J. Appl. Ecol. 34:289-303.

Vodička, J. 1992. Geologie a Chrudimsko. In: Anonymous: Příroda Chrudimska. Okres. úřad Chrudim.

vyhláška 92/2001 Sb.

vyhláška Českého báňského úřadu č. 56/1982 Sb.

Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. Ecol. Eng. 17:199-217.

Wheater, P. C. & Culen, W. R. 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire. Rest. Ecol. 5:77-84.

Whisenant, S. G. 2002. Terrestrial systems. In: Perrow M. R. & Davy A. J. (eds.): Handbook of ecological restoration, Vol. 1, pp. 83-106, Cambridge University Press, Cambridge.

zákon č. 41/1957 Sb.

zákon č. 44/1988 Sb. (horní zákon)

Zobel, M., van der Maarel, E. & Dupré, C. 1998. Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. Appl. Veget. Sci. 1:55-66.

<http://www.duha.cz>

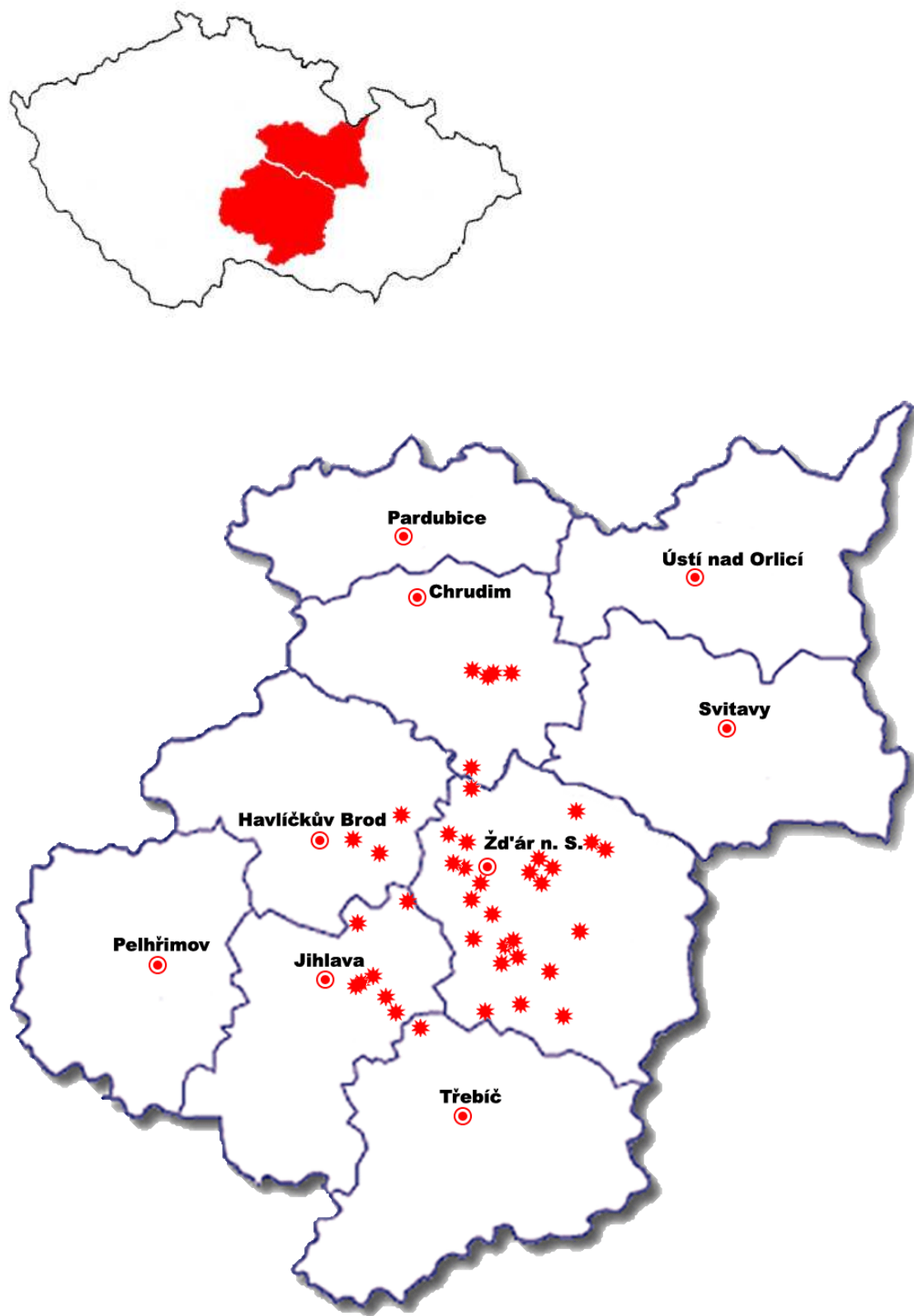
<http://www.mapy.cz>

<http://www.zdarskevrchy.cz>

8. PŘÍLOHY

PŘÍLOHA Č. 1.

Mapa studovaného území



PŘÍLOHA Č. 2.

Seznam kamenolomů a jejich GPS souřadnice (<http://www.mapy.cz>)

Kamenolom	Zeměpisná délka (N)			Zeměpisná šířka (E)		
	°	'	"	°	'	"
Blížkov	49	25	12	15	55	42
Brádlo 1	49	23	38	15	38	59
Brádlo 2	49	23	16	15	39	9
Brádlo 3	49	23	11	15	39	6
Cejřov	49	50	21	15	56	44
Dobronín	49	29	5	15	38	45
Geršov	49	21	37	15	52	29
Hamry	49	33	40	15	52	54
Horní Bory	49	25	23	16	2	24
Hrbov	49	30	17	15	44	14
Kamenná	49	16	40	16	4	13
Kněževes	49	27	10	15	59	4
Kotlasy	49	29	45	15	58	21
Krásněves	49	25	58	15	58	50
Leštinka 1	49	50	37	15	58	24
Leštinka 2	49	50	38	15	58	24
Líšná	49	35	13	16	6	17
Mirošov	49	27	48	16	9	52
Mostiště	49	21	59	16	1	9
Nové Město n.Mor.	49	32	54	16	4	33
Nová Ves	49	32	51	16	4	50
Nové Veselí	49	30	53	15	55	35
Ořechov	49	20	45	16	8	14
Pavlov	49	26	19	15	53	48
Petrovice	49	32	37	16	4	10
Pikárec	49	26	5	16	6	59
Pohled	49	35	50	15	39	49
Pohledec	49	38	10	16	8	34

Kamenolom	Zeměpisná délka (N)			Zeměpisná šířka (E)		
	°	'	"	°	'	"
Polnička	49	37	7	15	54	58
Radošov	49	20	5	15	49	15
Ronov 1	49	34	16	15	46	1
Ronov 2	49	34	16	15	46	2
Skuteč	49	50	27	15	58	25
Slavkovice	49	32	56	16	3	12
Utín	49	35	28	15	41	9
Vatín	49	31	44	15	57	25
Věcov	49	37	22	16	10	59
Vojnův Městec 1	49	41	8	15	53	10
Vojnův Městec 2	49	41	4	15	53	9
Vržanov	49	21	4	15	45	35
Železné Horky	49	37	56	15	44	27

PŘÍLOHA Č. 3.

Seznam druhů nalezených uvnitř a v okolí lomů (do 100 m)

<u><i>Abies alba</i></u>	<u><i>Calluna vulgaris</i></u>	<u><i>Epilobium ciliatum</i></u> *
<u><i>Acer platanoides</i></u>	<u><i>Caltha palustris</i></u>	<u><i>Epilobium hirsutum</i></u>
<u><i>Acer pseudoplatanus</i></u>	<u><i>Calystegia sepium</i></u>	<u><i>Epilobium lamyi</i></u>
<u><i>Acinos arvensis</i></u>	<u><i>Campanula patula</i></u>	<u><i>Epilobium montanum</i></u>
<u><i>Aconitum variegatum</i></u>	<u><i>Campanula persicifolia</i></u>	<u><i>Epipactis helleborine</i></u>
<u><i>Actea spicata</i></u>	<u><i>Campanula rotundifolia</i></u>	<u><i>Equisetum arvense</i></u>
<u><i>Aegopodium podagraria</i></u>	<u><i>Capsella bursa-pastoris</i></u>	<u><i>Equisetum palustre</i></u>
<u><i>Agrostis canina</i></u>	<u><i>Carduus acanthoides</i></u>	<u><i>Equisetum sylvaticum</i></u>
<u><i>Aesculus hippocastanum</i></u> *	<u><i>Carduus nutans</i></u>	<u><i>Erigeron annuus</i></u>
<u><i>Agrostis capillaris</i></u>	<u><i>Carex bohemica</i></u>	<u><i>Erodium cicutarium</i></u>
<u><i>Agrostis stolonifera</i></u>	<u><i>Carex brizoides</i></u>	<u><i>Euonymus europaeus</i></u>
<u><i>Achillea millefolium</i></u>	<u><i>Carex canescens</i></u>	<u><i>Euphorbia esula</i></u>
<u><i>Ajuga reptans</i></u>	<u><i>Carex hirta</i></u>	<u><i>Euphorbia exigua</i></u>
<u><i>Alchemilla vulgaris</i></u>	<u><i>Carex hostiana</i></u>	<u><i>Euphorbia helioscopia</i></u>
<u><i>Alliaria petiolata</i></u>	<u><i>Carex leporina</i></u>	<u><i>Fagus sylvatica</i></u>
<u><i>Alisma plantago-aquatica</i></u>	<u><i>Carex nigra</i></u>	<u><i>Falopia convolvulus</i></u>
<u><i>Alnus glutinosa</i></u>	<u><i>Carex pallescens</i></u>	<u><i>Festuca altissima</i></u>
<u><i>Alnus incana</i></u>	<u><i>Carex rostrata</i></u>	<u><i>Festuca gigantea</i></u>
<u><i>Alopecurus aequalis</i></u>	<u><i>Carex vesicaria</i></u>	<u><i>Festuca ovina</i></u>
<u><i>Alopecurus pratensis</i></u>	<u><i>Carlina acaulis</i></u>	<u><i>Festuca pratensis</i></u>
<u><i>Amaranthus retroflexus</i></u>	<u><i>Carlina vulgaris</i></u>	<u><i>Festuca rubra</i></u>
<u><i>Anemone nemosa</i></u>	<u><i>Carpinus betulus</i></u>	<u><i>Filago arvensis</i></u>
<u><i>Angelica sylvestris</i></u>	<u><i>Centaurea jacea</i></u>	<u><i>Filipendula ulmaria</i></u>
<u><i>Anthoxanthum odoratum</i></u>	<u><i>Centaurea scabiosa</i></u>	<u><i>Fragaria vesca</i></u>
<u><i>Anthyllis vulneraria</i></u>	<u><i>Centaurium erythraea</i></u>	<u><i>Frangula alnus</i></u>
<u><i>Antriscus sylvestris</i></u>	<u><i>Cerastium holosteoides</i></u>	<u><i>Fraxinus excelsior</i></u>
<u><i>Apera spica-venti</i></u>	<u><i>Cichorium intybus</i></u>	<u><i>Fumaria officinalis</i></u>
<u><i>Arabis turrata</i></u>	<u><i>Cirsium arvense</i></u>	<u><i>Galeopsis pubescens</i></u>
<u><i>Arabidopsis thaliana</i></u>	<u><i>Cirsium oleraceum</i></u>	<u><i>Galeopsis tetrahit</i></u>
<u><i>Arctium lappa</i></u>	<u><i>Cirsium pratense</i></u>	<u><i>Galinsoga quadriradiata</i></u>
<u><i>Arctium minus</i></u>	<u><i>Cirsium vulgare</i></u>	<u><i>Galinsoga parviflora</i></u>
<u><i>Armoracia rusticana</i></u>	<u><i>Convolvulus arvensis</i></u>	<u><i>Galium album</i></u>
<u><i>Arrhenatherum elatius</i></u>	<u><i>Conyza canadensis</i></u>	<u><i>Galium boreale</i></u>
<u><i>Artemisia absinthium</i></u>	<u><i>Coronilla varia</i></u>	<u><i>Galium aparine</i></u>
<u><i>Artemisia vulgaris</i></u>	<u><i>Corylus avellana</i></u>	<u><i>Galium mollugo</i></u>
<u><i>Asarum europaeum</i></u>	<u><i>Corydalis cava</i></u>	<u><i>Galium pumilum</i></u>
<u><i>Astragalus glycyphyllos</i></u>	<u><i>Crataegus laevigata</i></u>	<u><i>Galium verum</i></u>
<u><i>Athyrium filix-femina</i></u>	<u><i>Crepis biennis</i></u>	<u><i>Genista germanica</i></u>
<u><i>Atriplex patula</i></u>	<u><i>Dactylis glomerata</i></u>	<u><i>Genista tinctoria</i></u>
<u><i>Atriplex prostrata</i></u>	<u><i>Daucus carota</i></u>	<u><i>Geranium pyrenaicum</i></u> *
<u><i>Atriplex sagittata</i></u>	<u><i>Deschampsia cespitosa</i></u>	<u><i>Geranium robertianum</i></u>
<u><i>Avenella flexuosa</i></u>	<u><i>Dianthus carthusianorum</i></u>	<u><i>Geum urbanum</i></u>
<u><i>Ballota nigra</i></u>	<u><i>Dianthus deltoides</i></u>	<u><i>Glechoma hederacea</i></u>
<u><i>Beta vulgaris</i></u>	<u><i>Digitalis grandiflora</i></u>	<u><i>Glyceria fluitans</i></u>
<u><i>Betula pendula</i></u>	<u><i>Dipsacus fullonum</i></u>	<u><i>Glyceria maxima</i></u>
<u><i>Bidens cernua</i></u>	<u><i>Dryopteris dilatata</i></u>	<u><i>Gnaphalium sylvaticum</i></u>
<u><i>Bidens frondosa</i></u>	<u><i>Dryopteris filix-mas</i></u>	<u><i>Gnaphalium uliginosum</i></u>
<u><i>Bidens tripartita</i></u>	<u><i>Echinochloa crus-galli</i></u>	<u><i>Gymnocarpium dryopteris</i></u>
<u><i>Brassica napus</i></u>	<u><i>Echinocystis lobata</i></u>	<u><i>Heracleum sphondylium</i></u>
<u><i>Briza media</i></u>	<u><i>Echium vulgare</i></u>	<u><i>Hieracium murorum</i></u>
<u><i>Bromus tectorum</i></u>	<u><i>Eleocharis acicularis</i></u>	<u><i>Hieracium pilosella</i></u>
<u><i>Calamagrostis arundinacea</i></u>	<u><i>Eleocharis ovata</i></u>	<u><i>Hieracium sabaudum</i></u>
<u><i>Calamagrostis canescens</i></u>	<u><i>Elytrigia repens</i></u>	<u><i>Hieracium umbellatum</i></u>
<u><i>Calamagrostis epigejos</i></u>	<u><i>Epilobium angustifolium</i></u>	<u><i>Hippophaë rhamnoides</i></u> *

<u>Holcus lanatus</u>	<u>Medicago lupulina</u>	<u>Prunus spinosa</u>
<u>Holosteum umbellatum</u>	<u>Medicago sativa</u>	<u>Prunella vulgaris</u>
<u>Hordeum vulgare</u>	<u>Melandrium album</u>	<u>Pteridium aquilinum</u>
<u>Humulus lupulus</u>	<u>Melampyrum sylvaticum</u>	<u>Pulmonaria obscura</u>
<u>Hypericum perforatum</u>	<u>Melica nutans</u>	<u>Prunus sp.</u>
<u>Hypochaeris radicata</u>	<u>Melilotus albus</u>	<u>Quercus robur</u>
<u>Chaerophyllum bulbosum</u>	<u>Melilotus officinalis</u>	<u>Ranunculus acris</u>
<u>Chaerophyllum hirsutum</u>	<u>Menta aquatica</u>	<u>Ranunculus repens</u>
<u>Chelidonium majus</u>	<u>Mentha arvensis</u>	<u>Reynoutria japonica</u>
<u>Chenopodium album</u>	<u>Microrrhinum minus</u>	<u>Rhinanthus major</u>
<u>Chenopodium glaucum</u>	<u>Milium effusum</u>	<u>Ribes sp.</u>
<u>Chenopodium polyspermum</u>	<u>Mycelis muraris</u>	<u>Robinia pseudacacia*</u>
<u>Impatiens glandulifera*</u>	<u>Myosotis arvensis</u>	<u>Rorippa palustris</u>
<u>Impatiens noli-tangere</u>	<u>Myosotis stricta</u>	<u>Rosa canina</u>
<u>Impatiens parviflora*</u>	<u>Odontites rubra</u>	<u>Rubus fruticosus</u>
<u>Jasione montana</u>	<u>Oenothera biennis</u>	<u>Rubus idaeus</u>
<u>Juncus articulatus</u>	<u>Oenothera glazioviana</u>	<u>Rumex acetosa</u>
<u>Juncus bufonius</u>	<u>Organum vulgare</u>	<u>Rumex acetosella</u>
<u>Juncus conglomeratus</u>	<u>Oxalis acetosella</u>	<u>Rumex crispus</u>
<u>Juncus effusus</u>	<u>Oxalis stricta*</u>	<u>Rumex obtusifolius</u>
<u>Juncus filiformis</u>	<u>Panicum capillare*</u>	<u>Sagina procumbens</u>
<u>Juncus tenuis*</u>	<u>Papaver somniferum</u>	<u>Salix alba</u>
<u>Knautia arvensis</u>	<u>Paris quadrifolia</u>	<u>Salix caprea</u>
<u>Lactuca serriola</u>	<u>Persicaria hydropiper</u>	<u>Salix cinerea</u>
<u>Lamium album</u>	<u>Persicaria lapathifolia</u>	<u>Salix fragilis</u>
<u>Lamium maculatum</u>	<u>Persicaria maculosa</u>	<u>Salix triandra</u>
<u>Lamium purpureum</u>	<u>Persicaria minor</u>	<u>Salix viminalis</u>
<u>Lapsana communis</u>	<u>Petasites albus</u>	<u>Sambucus nigra</u>
<u>Larix decidua*</u>	<u>Phalaris arundinacea</u>	<u>Sambucus racemosa</u>
<u>Lathyrus pratensis</u>	<u>Phegopteris conecitilis</u>	<u>Sanguisorba officinalis</u>
<u>Lathyrus sativus</u>	<u>Phleum pretense</u>	<u>Sarothamnus scoparius*</u>
<u>Lathyrus sylvestris</u>	<u>Phragmites australis</u>	<u>Scirpus sylvatica</u>
<u>Lathyrus tuberosus</u>	<u>Picea abies</u>	<u>Scleranthus annus</u>
<u>Lemna minor</u>	<u>Picris hieracioides</u>	<u>Scleranthus perennis</u>
<u>Leontodon autumnalis</u>	<u>Pimpinella saxifraga</u>	<u>Scrophularia nodosa</u>
<u>Leucanthemum vulgare</u>	<u>Pinus sylvestris</u>	<u>Scutellaria galericulata</u>
<u>Lilium martagon</u>	<u>Plantago lanceolata</u>	<u>Secale cereale</u>
<u>Linaria vulgaris</u>	<u>Plantago major</u>	<u>Sedum acre</u>
<u>Lolium perenne</u>	<u>Plantago media</u>	<u>Sedum maximum</u>
<u>Lonicera nigra</u>	<u>Poa annua</u>	<u>Senecio jacobaea</u>
<u>Lotus corniculatus</u>	<u>Poa compressa</u>	<u>Senecio ovatus</u>
<u>Lupinus polyphyllus</u>	<u>Poa nemoralis</u>	<u>Senecio viscosus</u>
<u>Luzula luzuloides</u>	<u>Poa pratensis</u>	<u>Senecio vulgaris</u>
<u>Lycopodium clavatum</u>	<u>Poa trivialis</u>	<u>Schoenoplectus lacustris</u>
<u>Lycopus europaeus</u>	<u>Polygonum aviculare s.l.</u>	<u>Silene nutans</u>
<u>Lychnis flos-cuculi</u>	<u>Polygonum amphibium</u>	<u>Silene vulgaris</u>
<u>Lychnis viscaria</u>	<u>Populus alba</u>	<u>Sisymbrium officinale</u>
<u>Lysimachia nummularia</u>	<u>Populus canadensis</u>	<u>Solanum tuberosum</u>
<u>Lysimachia vulgaris</u>	<u>Populus tremula</u>	<u>Solidago canadensis*</u>
<u>Lythrum salicaria</u>	<u>Potentilla anserina</u>	<u>Solidago virgaurea</u>
<u>Maianthemum bifolium</u>	<u>Potentilla argentea</u>	<u>Sonchus asper</u>
<u>Malus sp.</u>	<u>Potentilla erecta</u>	<u>Sonchus oleraceus</u>
<u>Malva moschata</u>	<u>Prunus avium</u>	<u>Sorbus aucuparia</u>
<u>Malva neglecta</u>	<u>Prunus domestica</u>	<u>Sorbus intermedia</u>
<u>Malva sylvestris</u>	<u>Prunus insititia</u>	<u>Sparganium erectum</u>
<u>Matricaria discoidea</u>	<u>Prunus padus</u>	<u>Spergula arvensis</u>

Stachys palustris
Stachys sylvatica
Stellaria media
Symphoricarpus albus
Symphytum officinale
Tanacetum vulgare
Taraxacum officinale
Thalictrum aquilegiifolium
Thlaspi arvense
Thymus praecox
Thymus pulegioides
Tilia cordata
Tragopogon orientalis
Trifolium arvense
Trifolium aureum
*Trifolium hybridum**
Trifolium medium
Trifolium pratense
Trifolium repens
*Tripleurospermum inodorum**
Trisetum flavescens
Triticum aestivum
Tussilago farfara
Typha angustifolia
Typha latifolia
Ulmus glabra
Urtica dioica
Urtica urens
Vaccinium myrtillus
Vaccinium vitis-idaea
Verbascum nigra
Verbascum thapsus
Veronica beccabunga
Veronica chamaedris
Veronica officinalis
Veronica scutellata
Viburnum opulus
Vicia cracca
Vicia faba
Vicia sepium
Viola arvensis
Viola odorata
Viola reichenbachiana
Viola riviniana
Zea mays

Vysvětlivky:

druhy vyskytující se uvnitř i v okolí kamenolomu

druhy cizího původu (neofyty) *

(nomenklatura Kubát et al. (2002))

PŘÍLOHA Č. 4. Fotografie vybraných lokalit



Brádlo 1, opuštěno 8 let



Brádlo 2, opuštěno 12 let



Cejřov, opuštěno 45 let



Utín, opuštěno 28 let



Železné Horky, opuštěno 5 let



Pavlov, opuštěno 49 let

PŘÍLOHA Č. 5.
Článek do sborníku Zprávy ČBS

Invaze a sukcese

Invasion and succession

Karel P r a c h, Klára Ř e h o u n k o v á, Petra K o n v a l i n k o v á & Romana T r n
k o v á

Přírodovědecká fakulta Jihočeské university, Branišovská 31, 370 05 České
Budějovice a Botanický ústav AV ČR, Dukelská 135, 379 82 Třeboň; e-mail:
prach@prf.jcu.cz

Abstract

Reviewing our own results and relevant literature, we made the following conclusions based on comparison of higher numbers of successional seres and seral stages and concerning participation of aliens and neophytes especially: (a) General decline of participation of aliens or neophytes is general pattern. However, young but not initial stages are most invaded. (b) Though there is the high number of neophytes in the Czech flora (23% - Pyšek et al. 2002), their participation in successional seres is generally low. (c) Occurrence of neophytes in the close vicinity, up to 100m, of a seral stage is important for their participation in succession. (d) Alien species seem to participate more under slightly extreme site conditions where competitive effort of resident species is lower than in the middle of environmental gradients. (e) Most generalizations are only tentative, considering the present knowledge and general lack of data. Further studies are desirable providing results potentially important both from theoretical and practical reasons.

N o m e n k l a t u r a : Kubát et al. (2002)

K e y w o r d s : aliens, environmental factors, neophytes, successional change

Úvod

Zatímco sukcese je od počátku rozvoje ekologie jakožto vědecké disciplíny setrvala v centru zájmu (Clements 1916, Walker & del Moral 2003), problematika invazí se dostala do popředí až relativně nedávno. Zájem o invazní ekologii inicioval Elton (1958), větší pozornost se ale invazím začala věnovat až v 80. letech 20. století, kdy byl tomuto tématu věnován jeden z mezinárodních projektů SCOPE (Scientific Committee on Problems of Environment). Syntéza z tohoto projektu vyšla v r. 1989 (Drake et al. 1989), od té doby došlo k obrovskému nárůstu analytických studií i syntetických prací. Ačkoliv problematika invazí a sukcese mají mnoho společného, explicitně se propojení těchto témat ekologové věnovali pořídku. Programovému propojení se dostalo až v nedávné době (Davis et al. 2001, 2005). Přitom prakticky každou invazi cizího druhu na nové stanoviště můžeme považovat za sukcesní změnu. Navíc, invazní druhy mají mnohdy zásadní vliv na ekosystémové funkce (tzv. transformers sensu Richardson et al. 2000). Mohou obohatit stanoviště o limitní zdroje (fixátoři dusíku), měnit hospodaření s vodou, zvyšovat salinitu, hromadit opad, podporovat nebo naopak omezovat požáry, a tím vyvolávat další, následné sukcesní změny. Mohou sukcesi zablokovat (děje se poměrně často), výjimečně ji i urychlit tím, že fungují jako tzv. nursery plants pro domácí druhy pozdějších sukcesních stadií. I odstranění invazních rostlin vyvolává následné sukcesní změny na příslušné lokalitě.

V našich (a spolupracovníků) dosavadních studiích, z jejichž závěrů zde čerpáme, jsme si kladli následující nejčastější otázky:

- a) Které sukcesní série a která dílčí sukcesní stadia jsou náchylná k invazím a proč?
- b) Jak se liší uplatnění invazních druhů v sukcesi v závislosti na faktorech prostředí?
- c) Jak ovlivňuje výskyt invazních druhů v okolí jejich uplatnění v sukcesi?
- c) Jak dalece mohou nepůvodní druhy měnit směr a rychlost sukcese?
- d) Jak naopak jejich odstranění může ovlivnit sukcesi? (v tomto příspěvku není hodnoceno).

Za stěžejní považujeme uplatnění neofytů, těm se budeme přednostně věnovat. Archeofyty již naopak považujeme za naturalizovanou součást naší flóry, až na některé plevele nepůsobí problémy. Příspěvek je zaměřen hlavně na situaci v České republice a na sukcesní série, které běží od začátku, čili od holého substrátu.

Porovnání většího počtu sukcesních sérií – základní trendy

Rejmánek (1989) porovnal několik sukcesních sérií (hlavně na opuštěných polích) a dopěl k závěru, že účast invazních druhů během sukcese klesá. Ze zatím předběžné analýzy většího počtu (36) sukcesních sérií ve světě (K. Řehouňková, K. Prach & P. Pyšek, in litt.) vyplynulo následující: 1) Pokles zastoupení nepůvodních druhů v sukcesi je statisticky vysoce průkazný a čas celkově vysvětluje 77% variability v datech. 2) Rychlost poklesu v jednotlivých sériích se průkazně liší. 3) Nepůvodní druhy se více podílejí na celkovém počtu druhů než na celkové pokryvnosti. Rychlost poklesu obou charakteristik v čase se ale neliší.

Podrobněji jsme se podívali na sukcesní série na rozmanitých narušených stanovištích v ČR (Obr. 1). Přes značné rozdíly mezi sériemi je patrný rámcový pokles pokryvnosti neofytů, i nepůvodních druhů jako celku, v čase. Z 20 hodnocených sérií jich plná polovina vykazovala nulovou nebo jen nepatrnou pokryvnost neofytů a jenom ve dvou sériích se neofyty uplatnily opravdu významně. Jednalo se o městská ruderalní stanoviště na živinami chudých substrátech, kde přechodně v iniciálních stadiích sukcese dominoval druh *Chenopodium strictum*, a štěrkopískovny na suchých stanovištích v nejteplejších oblastech státu, kde se často uplatňuje akát. Vzhledem k pouze přechodnému výskytu prvého z druhů, lze konstatovat, že ze 20 sledovaných sukcesních sérií na antropogenních stanovištích se neofyty uplatnily rozhodujícím způsobem jen v sérii jediné.

V dřívější studii (Bastl et al. 1997) jsme experimentálně testovali odolnost různě starých sukcesních stadií vytěžených pískoven a rašelinišť k invazím. Ukázalo se, že dřívější Rejmánkův závěr (Rejmánek 1989) o větší invadovatelnosti mladých sukcesních stadií ve srovnání se staršími je nutné doplnit takto: Mladší, nikoliv však iniciální stadia sukcese jsou zřejmě náchylnější k invazím. V iniciálních stadiích zřejmě působí fyziologické limitace (sucho, teplotní výkyvy) uchycení invazních druhů, zatímco u starších stadií silně působí konkurence již přítomných druhů. Navíc je logické, že obnažené substráty zarůstají postupně jak domácími, tak cizími druhy, takže nižší pokryvnost i cizích druhů na počátku sukcese nepřekvapí. Stadia kolem 10. roku stáří byla v průměru nejvíce invadovatelná. Rozdíly však byly značné jak mezi stanovišti, tak mezi druhy na jednom stanovišti. Z tohoto experimentu mj. vyplynulo, že generalizace je obtížná a z výsledků z jedné sukcesní série nebo z chování jednoho invazního druhu nelze dělat velké závěry.

Invazní druhy mohou zablokovat nebo odklonit sukcesi. Pozorovali jsme zablokování sukcese na opuštěných polích invazí *Aster lanceolatus* na jižní Moravě (Prach et al. 2007a). Podobně Schmidt (1988) dokládá zablokování sukcese invazí *Solidago canadensis* v Německu (pozorováno lokálně na opuštěných polích i u nás). Z invazních druhů se nejvíce v sukcesních sériích uplatňuje akát (*Robinia pseudacacia*) a pokud se uchytlí, dokáže sukcesi odklonit místo k polopřirozeným lesostepním formacím či porostů domácích dřevin k monotónním akátinám s účastí nitrofilních druhů v podrostu. To bylo podrobně doloženo pro lomy v Českém středohoří (Novák & Prach 2003) a pro vytěžené štěrkopískovny (Řehouňková & Prach 2007).

Pokles účasti invazních druhů v pozdějších stádiích sukcese, které bylo opakovaně a celkem jednoznačně ve většině analýz prokázáno, lze vysvětlovat asi dvěma způsoby, které se mohou doplňovat. Rejmánek (1989) zformulovat představu „opravné funkce původní vegetace“, kdy domácí druhy jsou lépe adaptovány na místní podmínky než druhy nepůvodní a v dlouhodobém časovém horizontu převládají (mají lepší schopnost vyrovnat se s extrémními výkyvy klimatu, s vlivy změn ve vlastnostech půdy, s mutualistickými vztahy apod.). Sukcesní plochy mají tendenci vyvíjet se směrem k přirozené vegetaci. K této představě bychom doplnili následující: Většina nepůvodních druhů jsou R-stratégové, invadující nezapojená, mladá sukcesní stadia (Pyšek et al. 2002); C-stratégů, schopných uplatnit se v pozdějších stádiích sukcese, je mezi nepůvodními, invazními druhy méně. Čili příčiny menší invadovanosti starších stadií mohou být i čistě stochastické.

Vliv okolní vegetace na průběh sukcese

To, že druhové složení okolní vegetace má zásadní vliv na průběh sukcese, bylo mnohokrát předpokládáno i analyticky doloženo (Setelle et al. 1996, Walker & del Moral 2003, ze sukcesních sérií u nás Novák & Konvička 2006, Řehouňková & Prach 2007). To samozřejmě platí i pro výskyt invazních druhů. Zdá se, že rozhodující vliv má vegetace do 100 m od disturbované plochy, na které běží sukcese (Řehouňková & Prach 2007). Pokud jde o invazní druhy, jsme to modelově doložili na příkladu akátu v lomech (Novák & Prach 2003) a pískovnách (Řehouňková & Prach 2007). Čím větší je tlak propagulí (mass effect), a tedy čím je druh hojnější v okolí, tím větší

je pravděpodobnost uchycení invazního druhu na disturbované ploše. Ve studii věnované sukcesi v 35 opuštěných pískovnách v rámci celé republiky jsme zjistili, že z 35 neofytů rostoucích do 100 m od snímkaných ploch, jich 32 rostlo i v pískovnách. Až na výše uvedený akát však nedosáhly velké pokryvnosti. Všechny neofytí druhy, které rostly v pískovnách, rostly i do oné, zdá se kritické vzdálenosti 100 m. To má i praktické implikace: chceme-li zabránit průniku invazních druhů na disturbovaná stanoviště, bylo by dobré je eliminovat alespoň do okruhu 100 m od cílové plochy.

Uplatnění neofytů v závislosti na abiotických faktorech prostředí

K učinění jednoznačnějších závěrů je zatím dost málo dat. Rejmánek (1989) ukázal, že invazní druhy se více uplatňují v sukcesích na mezických stanovištích, na vlhkostně extrémnějších stanovištích méně. To se dá interpretovat i tak, že k průměrným hodnotám faktorů prostředí je evolučně adaptováno více druhů, než k extrémům. Nemusí to být tím, že mezická vegetace by byla k invazím méně odolná sama o sobě. My jsme analyzovali zastoupení neofytů (% pokryvnosti a počet druhů) v 15 dílčích sukcesních sériích na antropogenních stanovištích v České republice pro prvních 12 let sukcese (bližší charakteristika těchto sérií je uvedena v práci Prach et al. 2007b, všechny jsou i zahrnuty do Obr. 1) a vztáhli je k rozmanitým stanovištním charakteristikám: nadmořské výšce, klimatickým parametrům, pH substrátu a dalším chemickým vlastnostem substrátu. V regresní analýze nevyšel žádný průkazný vztah. Možné je následující vysvětlení: Každý případ je individuální a zásadní roli hraje přítomnost nebo nepřítomnost invazních druhů v okolí, což může být i náhodná záležitost. Pokud jde o vlhkost stanoviště (ta nebyla ve zmíněné analýze hodnocena, protože se těžko srovnatelně měří na větším počtu lokalit současně), zdá se, že více nepůvodních druhů je na mírně suchých stanovištích, jakými jsou sušší opuštěná pole, výsyvky a sušší pískovny (viz Obr. 1). Zajímavé je, že v analyzovaných sukcesních sériích na městských ruderalních stanovištích v Plzni, se nejvíce invazní druhy uplatňovaly na živinami chudém substrátu. Jeden případ ale není možné použít ke zobecnění.

Závěry

Z výše uvedených poznatků lze učinit následující závěry:

- 1) Rámcový pokles zastoupení nepůvodních druhů v sukcesi je pravidlem. Nejméně odolná k invazím se zdají mladá, nikoliv však iniciální sukcesní stadia.
- 2) Ač Česká republika je kulturní krajinou s vysokým podílem neofytů ve flóře (23 % - Pyšek et al. 2002), jejich uplatnění v sukcesních sériích je vcelku nízké.
- 3) Zřejmě zásadní roli pro uplatnění invazních druhů v konkrétních sukcesních sériích hraje přítomnost invazních druhů v nejbližším okolí (a každý případ je tím značně individuální). Někdy zřejmě hraje roli i náhoda.
- 5) Zdá se, že více invazních druhů se obecně uplatňuje uprostřed gradientů prostředí, méně v jejich extrémech (to však platí i pro původní druhy, takže nelze tak úplně říci, že vegetace uprostřed gradientů prostředí je nejméně odolná k invazím).
- 6) Některá naše data však ukazují na to, že nepůvodní druhy jsou úspěšnější na mírně extrémních stanovištích. Zdá se, že se více uplatňují tam, kde není úplně zapojená vegetace (je snížena konkurenční schopnost bylinného patra), tj. na sušších (sušší opuštěná pole, výsypky, sušší pískovny), případně na živinami chudších stanovištích (městský ruderal). To samozřejmě platí i pro mladá, dosud nezapojená sukcesní stadia s nízkou celkovou pokryvností vegetace.
- 7) Nalezení obecně platných zákonitostí je zatím, při současných znalostech a datech, obtížné. Chtělo by to vše více experimentálně testovat (zatím je k dispozici málostudií).

Uplatnění invazních druhů v sukcesi je zajímavým tématem, na kterém se dají ilustrovat (i testovat) obecnější ekologické principy. Výsledky mohou mít i značné praktické aplikace v ochraně přírody, v ekologii obnovy a i v ekonomickém, případně zdravotním dopadu invazí. Měla by mu být, a jistě bude, věnována větší pozornost.

Poděkování

Děkujeme všem kolegům, kteří nějakým způsobem přispěli k tomuto příspěvku, ať již daty nebo komentáři. Byli to Petr Pyšek, Marek Bastl, Jan Novák a Petr Kočár. Za připomínky k článku děkujeme rovněž recenzentům. Výzkum byl podpořen těmito projekty: IAA 600050702, MSM 6007665801 a AVOZ60050516.

Literatura

- Bastl M., Kočár P., Prach K. & Pyšek P. (1997): The effect of successional age and disturbance on the establishment of alien plants in man-made sites: an experimental approach. - In: J. H. Brock, M. Wade, P. Pyšek, & D. Green Plant Invasions: Studies from North America and Europe, eds., pp. 191–201. Leiden: Backhuys Publishers.
- Clements F. E. (1916): Plant succession: An analysis of the development of vegetation. – Carnegie Inst., Washington, Publ. No. 242: 3-4.
- Davis M. A., Thompson K. & Grime J. P. (2001): Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. - Diversity and Distribution 7: 97-102.
- Davis M. A., Pergl J., Truscott A.-M., Kollmann J., Bakker J. P., Domenech R., Prach K., Prieur-Richard A.-H., Veeneklaas R. M., Pyšek P., del Moral R., Hobbs R. J., Collins S. L., Pickett S.T.A., & Reich P. B. (2005): Vegetation Change: A Reunifying Concept in Plant Ecology. - Perspectives in Plant Ecology, Evolution, and Systematics 7: 69-76.
- Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M. & Williamson M. (eds.) (1989): Biological invasions: A global perspective. – J. Wiley and Sons, Chichester.
- Elton C. S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants. – Methuen, London.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. Jr., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. [eds] (2002): Klíč ke květeně České republiky. - Academia, Praha.
- 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.
- Prach K., Lepš J. & Rejmánek M. (2007a): Old field succession in central Europe: local and regional patterns. - In: Cramer V. A. & Hobbs R. J. [eds]: Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland. p. 180-201. Island Press, Washington.
- Prach K., Pyšek P. & Jarošík V. (2007b). Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European human-made habitats. - J. Veget. Sci. 18: 701-710.

- Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. - *Preslia* 74: 97-186.
- Rejmánek M. (1989): Invasibility of plant communities. - In: Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M. & Williamson M. [eds]: *Biological invasions. A global perspective*, p. 369-88. Wiley and Sons, Chichester.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., & West C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. - *Diversity and Distributions* 6:93–107.
- Řehouňková K. & Prach K. (2007): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. - *Restoration Ecology* DOI 10.1111/j. 1526-100X.2007.00316.x
- Schmidt W. (1988): An experimental study of old-field succession in relation to different environmental factors. - *Vegetatio* 77: 103-114.
- Settele J., Margules C., Poschlod P. & Henle K. [eds] (1996): *Species survival in fragmented landscapes*. – Kluwer, Dordrecht.
- Walker L. R., & del Moral R. (2003): *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. - Cambridge University Press, Cambridge.

Obr. 1. – Pokryvnost (plné body, levá osa) a počet druhů (trojúhelníčky, pravá osa) neofyt v sukcesních sériích na rozmanitých antropogenních stanovištích v České republice. a) Opuštěná pole - suchá stanoviště, Český kras (data K. Prach); b) Opuštěná pole - mezická stanoviště, Český kras (data K. Prach); c) Opuštěná pole - vlhká stanoviště, Český kras (data K. Prach); d) Výsypky - suchá stanoviště, Mostecko (data K. Prach); e) Výsypky - vlhká stanoviště, Mostecko (data K. Prach); f) Výsypky, Sokolovsko (data K. Prach); g) Štěrkopískovny - suchá stanoviště, nížiny v rámci celé ČR (data K. Řehouňková); h) Štěrkopískovny- suchá stanoviště, vysočiny v rámci celé ČR (data K. Řehouňková); i) Štěrkopískovny - vlhká stanoviště v rámci celé ČR (data K. Řehouňková); j) Štěrkopískovny - mělce zaplavená stanoviště v rámci celé ČR (data K. Řehouňková); k) Vytěžená rašeliniště, západní část ČR (data P. Konvalinková); l) Kamenolomy, Vysočina (data R. Trnková); m) Městská ruderalní stanoviště – živinami chudá, Plzeň (data A. Pyšek); n) Městská

ruderální stanoviště - středně úživná, Plzeň (data A. Pyšek); o) Městská ruderální stanoviště – živinami bohatá (data A. Pyšek); p) Buldozerem shrnuté plochy na místě imisemi uschlých smrčín – místa bez organické vrstvy, Krušné hory (data P. Pyšek) , q) Buldozerem shrnuté plochy na místě imisemi uschlých smrčín – místa s nahromaděnou organickou vrstvou (data P. Pyšek), r) Rybníční deponie - rašelinná (data K. Prach), s) Rybníční deponie - písčité (data K. Prach), t) Obnažené dno vypuštěné Dřínovské přehrady, Mostecko (data K. Prach et al.),

Fig. 1. – Cover (full dots, left Y-axis) and the number of species (triangles, right Y-axis) in spontaneous successional seres in various human-made sites in the Czech Republic. a) Xeric abandoned fields, Bohemian Karst near Prague (data K. Prach); b) Mesic abandoned fields, Bohemian Karst near Prague (data K. Prach); c) Wet abandoned fields, Bohemian Karst near Prague (data K. Prach); d) Dumps from brown-coal mining, dry sites, Mostecko (data K. Prach); e) Dumps from brown-coal mining, wwt depressions, Mostecko (data K. Prach); f) Dumps from brown-coal mining, Sokolovsko (data K. Prach); g) Gravel-sand pits, dry sites in lowlands (data K. Řehouňková); h) Gravel-sand pits, dry sites in uplands (data K. Řehouňková); i) Gravel-sand pits, wet sites (data K. Řehouňková); j) Gravel-sand pits, shallow-flooded sites (data K. Řehouňková); k) Extracted peatland, western part of the Czech Republic (data P. Konvalinková); l) Stone quarries, Czech-Moravian highland (data R. Trnková); m) Urban ruderal sites – nutrient poor, Plzeň (data A. Pyšek); n) Urban ruderal sites – moderate in nutrients, Plzeň (data A. Pyšek); o) Urban ruderal sites – nutrient rich (data A. Pyšek); p) Bulldozed sites in areas of former spruce plantations (*Picea abies*) deforested due to air pollution, the scraped sites with grass cover and topsoil removed, Krušné hory (data P. Pyšek) , q) Bulldozed sites in areas of former spruce plantations (*Picea abies*) deforested due to air pollution, mounds formed by the dumped material (data P. Pyšek), r) Dumps around a fishpond formed by organic topsoil (data K. Prach); s) Dumps around a fishpond formed by sandy subsoil (data K. Prach), t) Exposed bottom of a destroyed water reservoir, Mostecko (data K. Prach et al.).

