

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

**PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA FYZICKÉ GEOGRAFIE A GEOEKOLOGIE**



PŘIROZENÁ OBNOVA TĚŽEBNÍCH TVARŮ

**SUKCESE VEGETACE A VÝVOJ PŮD NA PŘÍKLADU GRANODIORITOVÝCH
LOMŮ A VÝSYPEK NA SKUTEČSKU**

TOMÁŠ CHUMAN

Školitel: RNDr. Luděk Šefrna, CSc.
Konzultant: RNDr. Jiří Sádlo, Ph.D.

Praha 2008

Tato práce byla vypracována s podporou juniorského grantového projektu: „Hodnocení změny diverzity a heterogenity krajiny podle systému krajinných indikátorů“ (KJB601110701) a s podporou výzkumného záměru: „Geografické systémy a rizikové procesy v kontextu globálních změn a evropské integrace“ (MSM 0021620831).



Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně pouze s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Zároveň prohlašuji, že jsem tuto práci ani její podstatnou část nepředložil k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze

Poděkování:

Děkuji vedoucímu disertační práce RNDr. Luďkovi Šefrnovi, CSc. a konzultantovi RNDr. Jiřímu Sádlovi, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a připomínky. Díky patří též správě CHKO Železné hory za poskytování přístřeší při terénním mapování. V neposlední řadě děkuji Evě Vávrové za pomoc při korekci textů, konzultaci statistických analýz a shovívavost nad mou časovou zaneprázdněností při finální fázi zpracovávání.

Obsah

1.	ÚVOD	6
2.	CÍLE	9
3.	PŘIROZENÁ OBNOVA TĚŽEBNÍCH TVARŮ	11
4.	CHRÁNĚNÁ ÚZEMÍ NA MÍSTECH BÝVALÉ TĚŽBY: SOUČASNÝ STAV V ČESKÉ REPUBLICE	16
4.1.	POČET CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ A STUPEŇ JEJICH OCHRANY	16
4.2.	GEOGRAFICKÉ ROZLOŽENÍ A PŘEDMĚT OCHRANY TĚŽEBNÍCH TVARŮ	19
5.	FYZICKOGEOGRAFICKÉ ASPEKTY SUKCESE VEGETACE A SUKCESE PŮD NA TĚŽEBNÍCH TVARECH	22
6.	VYMEZENÍ A STRUČNÁ CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ.....	26
6.1.	FYZICKOGEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA	26
6.2.	HISTORIE TĚŽBY NEROSTNÝCH SUROVIN NA SKUTEČSKU	30
7.	MATERIÁL A METODY.....	33
7.1.	TRANSFORMACE KRAJINY VLIVEM TĚŽBY NEROSTNÝCH SUROVIN A PŘIROZENÁ OBNOVA VEGETACE TĚŽEBNÍCH TVARŮ.....	33
7.1.1.	<i>Transformace reliéfu a krajinného pokryvu těžbou nerostných surovin.....</i>	<i>37</i>
7.1.2.	<i>Mozaika fyziotypů v lomech.....</i>	<i>37</i>
7.1.3.	<i>Soubor druhů v lomech.....</i>	<i>38</i>
7.1.4.	<i>Těžební tvary jako mozaika stanovišť.....</i>	<i>38</i>
7.2.	RYCHLOST PŘIROZENÉ OBNOVY VEGETACE MONTÁNNÍCH TVARŮ RELIÉFU ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ ANALÝZY LETECKÝCH SNÍMKŮ.....	40
7.3.	BIODIVERZITA TĚŽEBNÍCH TVARŮ ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ TRANSEKTŮ.....	42
7.4.	VÝVOJ PŮD NA TĚŽEBNÍCH TVARECH.....	43
8.	VÝSLEDKY	45
8.1.	TRANSFORMACE KRAJINY VLIVEM TĚŽBY NEROSTNÝCH SUROVIN A PŘIROZENÁ OBNOVA VEGETACE TĚŽEBNÍCH TVARŮ.....	45
8.1.1.	<i>Rozsah transformace zájmového území těžbou granodioritu</i>	<i>45</i>
8.1.2.	<i>Transformace krajinného pokryvu.....</i>	<i>48</i>
8.1.3.	<i>Faktory ovlivňující podobu mozaiky fyziotypů v lomech</i>	<i>49</i>
8.1.4.	<i>Faktory ovlivňující druhové složení lomů.....</i>	<i>53</i>
8.1.5.	<i>Přirozená obnova vegetace na typech stanovišť.....</i>	<i>61</i>
8.2.	RYCHLOST PŘIROZENÉ OBNOVY VEGETACE MONTÁNNÍCH TVARŮ RELIÉFU ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ ANALÝZY LETECKÝCH SNÍMKŮ.....	69
8.3.	BIODIVERZITA TĚŽEBNÍCH TVARŮ ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ TRANSEKTŮ.....	72
8.4.	VÝVOJ PŮD NA TĚŽEBNÍCH TVARECH.....	77
9.	DISKUSE.....	83
9.1.	TRANSFORMACE KRAJINY VLIVEM TĚŽBY NEROSTNÝCH SUROVIN A PŘIROZENÁ OBNOVA VEGETACE TĚŽEBNÍCH TVARŮ.....	83
9.2.	RYCHLOST SUKCESE VEGETACE MONTÁNNÍCH TVARŮ RELIÉFU ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ ANALÝZY LETECKÝCH SNÍMKŮ.....	89
9.3.	BIODIVERZITA TĚŽEBNÍCH TVARŮ ZJIŠŤOVANÁ POMOCÍ TRANSEKTŮ.....	91
9.4.	VÝVOJ PŮD NA TĚŽEBNÍCH TVARECH.....	94
9.5.	SHRNUTÍ: PŘIROZENÁ OBNOVA VEGETACE A PŮD GRANODIORITOVÝCH TĚŽEBNÍCH TVARŮ.....	100
10.	ZÁVĚRY.....	104
11.	PŘEHLED LITERATURY A OSTATNÍCH INFORMAČNÍCH ZDROJŮ	107
12.	SEZNAM GRAFICKÝCH PRVKŮ A PŘÍLOH	115
13.	PŘÍLOHY.....	119

1. Úvod

Člověk se stal hlavním činitelem měnícím přírodní prostředí ať přímými zásahy či nepřímo prostřednictvím nejrůznějších zdrojů znečištění na variabilních časových a prostorových úrovních. Rozsah přímé přeměny pevninského povrchu Země činností člověka se odhaduje na jednu třetinu až jednu polovinu (Vitousek et al. 1997). Přeměna přírodních a přírodě blízkých biotopů na intenzivně obhospodařovanou zemědělskou půdu (ornou půdu, plantáže atd.), industriální plochy či degradované plochy představuje velkou hrozbu pro biodiverzitu v celosvětovém měřítku (Dobson et al. 1997, Vitousek et al. 1997).

K nejvýznamnějším činnostem přímé přeměny přírodního prostředí patří těžba nerostných surovin, která je jednou z hlavních antropogenních činností měnících charakter reliéfu. Zatímco exogenní geomorfologické procesy přemísťují ročně z povrchu v průměru 4 mil. m³ hornin a zemin, antropogenní činností se přemísťují přibližně 330 mil. m³ hornin a zemin (Kukal 2006). Největší objem přemísťovaného materiálu připadá na těžbu nerostných surovin, která zaujímá značnou část zemského povrchu. Odhadovaný rozsah těžbou dotčeného území celosvětově dosahuje 1% pevninského povrchu (Walker & del Moral 2003). V České republice zaujímal rozsah ploch dotčených těžbou v roce 2006 rozlohy 61 538 ha, tj. 0,8 % území (Statistická ročenka životního prostředí ČR 2007).

Těžba nerostných surovin představuje obecně destruktivní činnost, která vede k odlesňování, ztrátě biodiverzity, destrukci biotopů, ničení geologických záznamů a znečištění ovzduší (Sinha et al. 2000). Na druhé straně však také celou řadu nových biotopů v krajině vytváří, mnohdy s okolní krajinou zcela kontrastních a v tamní krajině unikátních. Člověk nejen těžbou způsobuje disturbance narušující stávající společenstva, ale pokud jsou disturbance přiměřeného rozsahu, mohou zvýšit počet ekologických nik (Solon 1995) a tím potenciálně též diverzitu druhů v území. To se týká i celé

Evropy, která je dlouhodobě modelována činností člověka. Tradiční způsoby zemědělství obohatily krajinu o specifické biotopy hostící druhově bohatá společenstva rostlin a živočichů (Tropek & Konvička, 2008). Mezi tyto biotopy patří okraje polí a luk, louky, pastviny, meze a remízy, okraje polních cest a cesty, obecně otevřené nelesní plochy v různé fázi sukcese. Otevřené nelesní biotopy v různé fázi sukcese vznikají také v lomech. Spolu se skalními biotopy a vodními plochami tak těžba obohacuje krajinu o biotopy, které mnohde zcela chybějí (např. lomy Velká a Malá Amerika v Českém krasu obohacují krajinu o skalní biotopy a vodní plochy). Opouštění tradičních způsobů hospodaření v zemědělské krajině, unifikace zemědělského hospodaření, eutrofizace krajiny, scelování pozemků a dotované zalesňování zemědělské půdy, ohrožují existenci celé řady druhů (Tropek & Konvička, 2008, Van Swaay, 2002). V české krajině úbytku těchto ploch navíc výrazně napomohla zemědělská kolektivizace minulého století. Druhy vázané na otevřená nelesní stanoviště v různé fázi sukcese pak paradoxně nacházejí útočiště na disturbovaných plochách často právě po těžbě nerostných surovin, což dokládá celá řada prací: v kamenolomech například Sádlo (1983), Davis et al. (1985), Usher (1989), Wheeler & Cullen (2000), Novák & Prach (2003), Tichý (2006) či Tropek & Konvička (2008), v pískovnách Řehouňková & Prach (2006), na výsypkách či odvalech například Schulz & Wiegleb (2000), Beneš et al. (2003) a další. Navíc pro mnohé druhy na našem území představují disturbované plochy absolutně poslední refugia (Beneš et al. 2003). Dokladem významu těžebních tvarů z hlediska ochrany druhů je také jejich nemalý počet evidovaný v Ústředním seznamu ochrany přírody ČR (blíže viz. kapitola 4).

Těžební tvary, tříděné podle Zapletala (1969) na lomy - místa povrchové těžby, doly - místa hlubinné těžby, odvaly – deponie materiálu po podpovrchové těžbě a výsypky – deponie materiálu po povrchové těžbě, byly v minulosti považovány za nežádoucí „jizvy“ krajiny a po ukončení těžby byly zahlazovány. Lomy neenergetických surovin byly často zaváženy nejrůznějším odpadem a posléze převrstveny orníci a „ozeleněny“. Územím po těžbě energetických surovin bylo snahou navracet produkční funkci a prováděly se na nich rozsáhlé a nákladné technické rekultivace. S rostoucí zemědělskou produktivitou klesal požadavek navracet plochy zemědělské produkci, nicméně technický neekologický a zároveň nákladný přístup k „ozeleňování“ těžebních ploch přetrvával. Vynaložené prostředky na tento přetrvávající neekologický přístup k rekultivacím ploch po těžbě energetických surovin jsou pak ve výročních zprávách těžebních společností vydávány za „výdaje na ekologii“.

Plošné uplatňování tradičního postupu sanace a rekultivace, spočívajícího ve vyrovnání terénních nerovností, u lomů neenergetických surovin nejčastěji zavezením odpadním materiálem, a převrstvením orníci, je již nejméně dvě desetiletí odbornou přírodovědně vzdělanou veřejností odmítáno. Tento postup vede k potlačení rozmanitosti biotopů a tím k potlačení potenciální ochranné hodnoty těžebních tvarů, neboť společně s orníci se na lokalitu dostávají nepůvodní druhy snadno se šířících plevelů (Sádlo & Tichý 2002). Technický přístup je zároveň finančně značně nákladný a lepšího výsledku je možné dosáhnout přirozenou či řízenou sukcesí s podstatně menším množstvím vynaložených finančních prostředků, což dokládá řada výzkumů z těžebních tvarů, které byly rekultivací ušetřeny. Příklady z našeho území uvádí Sádlo (1983) z Českého krasu, Sádlo & Tichý (2002) z Moravského krasu, Novák & Prach (2003) z Českého středohoří, Řehouňková & Prach

(2007) z pískoven velké části České republiky, Prach et al. (2001b) z nejen těžbou nerostných surovin disturbovaných území aj. Plochy po těžbě nerostných surovin jsou často posledními místy v dnešní kulturní krajině, kde přežívá řada druhů rostlin a živočichů.

Nové poznatky ukazují, že problematika těžby nerostných surovin je mnohem méně jednostranná také z pohledu ochrany přírody. Dialog mezi těžaři a ochránci přírody nabízí mnohem větší prostor pro hledání společných východisek. Sádlo & Tichý (2002) uvádějí, že nelze lomy v krajině považovat za a priori pozitivní ani negativní, ale vždy jde o poměr nových hodnot a ztrát. Mnohé z lomů se přirozenými přírodními procesy staly významnými lokalitami a refugii výskytu ohrožených druhů a společenstev, jiné lomy jsou unikátními lokalitami z pohledu mineralogie, paleontologie či geologie nebo se staly významnými prvky obohacujícími krajinu o vodní plochy a skalní biotopy. Velký význam těžebních tvarů také z pohledu geovědních disciplín dokládá rovněž již výše zmíněný Ústřední seznam ochrany přírody ČR (viz kapitola 4).

Těžbu nerostných surovin není možné zcela eliminovat, a proto nezbyvá než se pokusit zjistit, jak mohou být také tyto antropogenní prvky krajiny revitalizovány s využitím jejich potenciálu pro ochranu biodiverzity. Nové přístupy k obnově narušených území však vyžadují detailní znalost faktorů, které hrají klíčovou roli v obnově ekosystémů. Studium těchto faktorů ovlivňujících průběh a výsledky přirozené obnovy stanovišť se tak stalo předmětem studia celé řady přírodovědných disciplín.

Požadavky na obnovu nejen ploch narušených těžbou, ale obecně obnovu ekosystémů, společenstev a populací narušovaných a destruovaných činnostmi člověka s ohledem na ochranu biodiverzity a přírodních zdrojů, vedly v 80. letech minulého století k založení nového vědního oboru ekologie obnovy (restoration ecology) (Ormerod 2003, van Diggelen 2006), dodávajícího vědecké podklady k praktické činnosti (Prach 2006). Znalosti vlivu fyzickogeografických a krajinně ekologických faktorů na úspěšnost a rychlost přirozené obnovy jsou klíčové a jejich vliv na sukcesi ekosystémů je obecně přijímaným pravidlem.

2. Cíle

Studiu přirozené obnovy* těžebních tvarů se věnuje na našem území celá řada prací (Sádlo 1983, Cílek 1999, Prach 1987, Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003, Kovář (ed.) 2004, Tichý 2006, Řehounková & Prach 2007, aj.). Práce, které se zabývaly přirozenou obnovou kamenolomů, byly nejen na našem území soustředěny v biologicky atraktivních územích nebo se týkaly kamenolomů v horninách se specifickým chemizmem (bazalty, vápence), hostících druhově bohatá společenstva. Malá pozornost byla doposud věnována kamenolomům a výsypkám v granitických horninách v krajině bez výrazných ekologických gradientů a to nejen u nás, ale také v zahraničí. Krajinou bez výrazných ekologických gradientů je, v rámci České republiky, myšlena krajina s průměrnými hodnotami teplot, srážek, průměrným chemizmem substrátu a druhovým složením typickým pro české mezofytikum.

Cílem předkládané práce bylo komplexně prostudovat problematiku přirozené obnovy montánních antropogenních tvarů v granitických horninách v krajině bez výrazných ekologických gradientů v modelovém území Skutečska a odpovědět na následující otázky:

1. Jak rozsáhlá byla transformace reliéfu těžbou nerostných surovin v zájmovém území?
2. Které faktory hrají klíčovou úlohu v přirozené obnově (sukcesi) vegetace na těžebních tvarech?
3. Jak rychlá je přirozená obnova vegetace na těžebních tvarech a liší se tyto tvary její rychlostí?
4. Jaká je biodiverzita těžebních tvarů ve srovnání s obklopujícími rostlinnými společenstvy?
5. Jak probíhá sukcese půd?
6. Lze z výsledků vyvodit závěry využitelné v praxi?

Koncentrace těžby na malém prostoru navíc umožnila studovat sukcesi vegetace a půd na stejném geologickém substrátu, sukcesi vegetace a půd neovlivněnou klimatickým gradientem a rozdílným regionálním druhovým složením.

3. Přirozená obnova těžebních tvarů

Těžební tvary jsou v krajině tradičně chápány jako a priori negativní a často se pro ně používají nejrůznější metafory, například „nezhojitelné jizvy v krajině“. Hovoří-li se o krajině, kde probíhá či probíhala těžba, máme tendenci o ní hovořit jako o krajině „narušené těžbou“, „poškozené těžbou“ apod., přestože lomy, doly a výsyvky jsou stejným antropogenním výtvorem jako pole, smrková monokultura či násep silnice. Navíc na základě mnoha výzkumů již bylo dokázáno, že těžební tvary nejsou a priori negativní ani pozitivní, ale vždy záleží na tom, co těžba nového přinese a co se těžbou nadobro ztratí. Oprávněný je tedy jak pohled negativní, to když těžbou dojde ke zničení či poškození hodnotných biotopů, geologických lokalit atd., ale oprávněný je též pohled pozitivní, to když těžba vede k vytvoření nových biotopů umožňujících přežití druhů či celých společenstev.

Diskutabilní je pohled na lomy optikou metodiky pro hodnocení krajinného rázu. Při posuzování těžby neexistuje žádné vodítko jak postupovat z hlediska hodnocení vlivů těžby na krajinný ráz v moderní krajině (krajině přírodě vzdálené), ani jak postupovat při hodnocení těžby v krajině přírodní a přírodě blízké. V obou typech krajin by mohlo těžbou dojít k vytvoření nových hodnotných biotopů. V přírodní a přírodě blízké krajině je ale těžba téměř vždy chápána jako narušení její estetické hodnoty i přesto, že posuzování toho co je a co není narušením estetické hodnoty krajiny je zcela individuální.

Problematika těžby tedy nabízí daleko širší prostor pro hledání společných kompromisů mezi jejím povolením či úplným zákazem a často vede k vážení nesrovnatelných argumentů. Těžební tvary je tedy nezbytné vždy hodnotit individuálně a je třeba si uvědomit, že nejsou narušením či cizorodým prvkem kulturní krajiny, ale jsou její normální součástí stejně jako pole nebo louka.

Podle Zákona č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství je organizace provádějící těžbu nerostných surovin povinna zajistit sanaci všech pozemků dotčených těžbou.

Součástí sanace je podle tohoto zákona také rekultivace. Zákon č. 44/1988 Sb. považuje za sanaci doslova „odstranění škod na krajině komplexní úpravou území a územních struktur“. Sanace je definována také v Zákoně č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu. Tento zákon definuje sanaci jako „činnost směřující k provádění vhodných úprav prostorů narušených těžbou tak, aby tvarem, uložením zeminy a vodními poměry byly připraveny k rekultivaci, pokud rekultivace přichází v úvahu“. Rekultivaci Zákon č. 334/1992 Sb. definuje jako „proces, jehož úkolem je docílit, aby plochy dotčené jinou činností se staly opět způsobilé k dalšímu využití v krajině“.

Tradiční způsoby rekultivací (Štýs et al. 1981) spočívají v návratu lesnické či zemědělské produkce postiženému území nebo v rekreačním využití. Při rekultivacích se rutinně uplatňují technické postupy, které vedou k potlačení stanovištní pestrosti. Lomy jsou zaváženy odpadním materiálem, stěny lomů a výsypky jsou sesvahovány a zarovnány. Takto upravené plochy bývají převrstveny orníci a osázeny často exotickými druhy dřevin či osety jetelotravní směsí. Tento tradiční přístup je oprávněný tam, kde je třeba stabilizovat plochy po těžbě, rychle „ozelenit“ plochy v blízkosti sídel, nebo je cílovým stavem parková úprava či vytvoření odpočinkové zóny. Z pohledu ochrany přírody a ochrany biodiverzity je ale plošné uplatňování tohoto přístupu obtížně ospravedlnitelné, zejména v přírodovědecky cenných oblastech a územích odlehlých od sídel.

Technické postupy rekultivací jsou navíc velmi finančně nákladné. V roce 1998 se cena zemědělské rekultivace včetně převrstvení orníci pohybovala v rozmezí 950 000 - 1 200 000 Kč/ha, u lesnické rekultivace včetně následné pěstební péče byla cena 1 100 000 – 1 500 000 Kč/ha a u ostatních typů rekultivací 750 000 – 1 000 000 Kč/ha (Sixta 1998).

Alternativní možností začlenění těžebních tvarů do krajiny je rekultivace (vhodněji revitalizace/přirozená obnova) spontánní či řízenou sukcesí (Cílek 1999, Bradshaw 2000, Yung 2000, Sádlo & Tichý 2002, Prach 2006, Tichý 2006 aj.). Přirozené obnově v případě kamenolomů předchází také úprava morfologie těžebního prostoru, ale konečnými terénními úpravami se přizpůsobí morfologie lomu tak, aby působil co možná nejpřirozeněji a v podstatě se podobal přírodnímu skalnímu svahu v kombinaci se skalními stěnami. Při úpravě morfologie lomu je důležité eliminovat víceméně geometrické tvary jednotlivých etáží, jejich odtěžením nebo dosypáním, a zabezpečit lom tak, aby nehrozilo skalní řízení. Moderní způsob těžby již nevyužívá ploch přirozeného rozpuštění, ale hornina je kdekoliv navrtána a roztržena trhavinou (Gunn & Bailey 1993). Takto vzniklé stěny, často členěné na geometrické etáže, působí po ukončení těžby nepřirozeně a především díky všesměrnému systému puklin zde neustále hrozí skalní řízení, proto je nutné etáže dosypávat či odtěžovat. Na rozsáhlém rovném dně lomu je vhodné vytvořit několik elevací.

Výhodou tohoto postupu je možnost tvarovat lom současně s těžbou a ne až po jejím skončení. Deponie odpadního materiálu jiného než lomového kamene případně autochtonní skrývky nejsou pro účely morfologické modelace lomu žádoucí. Jednoznačně pozitivní hodnotou uvedené sanace, tedy úpravy pozemků ve smyslu Zákona č. 334/1992 Sb., je zachování větší stanovištní diverzity a nesrovnatelně nižší finanční náklady. Současně mohou být zachovány geologicky cenné části lomu. Takto upravený lom je ponechán spontánní či řízené kolonizaci vegetací (spontánní či řízené sukcesí). Obrazně řečeno, příroda následky lomové činnosti léčí sama či s podpůrnými zásahy člověka (Sádlo & Tichý 2002). Nedochozí přitom k zavlečení nepůvodních druhů rostlin, jejichž

diaspory mohou být přítomny v rekultivační zemině. Řízení či usměrnění sukcese spočívá v odstraňování invazních a nežádoucích druhů, případně též v introdukci druhů žádoucích. Invazní dřeviny, například akát (*Robinia pseudacacia*) či ve vápencových lomech borovice černá (*Pinus nigra*), by měly být z lomu včas eliminovány. U plošně rozsáhlých lomů nebo lomů bez blízkosti biocentra výskytu žádoucích druhů, je vhodné založit enklávy vegetace přímo v lomech, odkud se druhy mohou dále šířit (Cílek 1999, Sádlo & Tichý 2002). Rajiv et al. (2000) navrhl, aby při otvírce nových rozsáhlých lomů byly na několika místech ponechány zbytky původního ekosystému, které by pak sloužily jako zdroj diaspor v následující revitalizaci. Z tohoto pohledu je v zájmu těžebních organizací, aby v okolí těžebních tvarů uplatňovaly specifické způsoby managementu, jako je například odstraňování invazních druhů a zabránily tak vytlačení původních druhů. V oblastech extrazonálního výskytu stepní vegetace roste v okolí stávajících lomů řada ochranných významných druhů (Novák & Konvička 2006). Udržování bezlesí v okolí těchto lomů umožní kolonizaci lomu významnými druhy a těžební organizace ve svém důsledku ušetří finanční prostředky při revitalizaci (Novák & Konvička 2006). Jinou alternativou je dosévání lokálních populací rostlin. Dosévání se používá hlavně pro rychlé ozelenění. Sádlo & Tichý (2002) uvádějí, že pro účely rychlého ozelenění je možné skalní povrch překrýt materiálem schopným alespoň částečně vázat vodu. Zároveň je ale nutné, aby použitý materiál obsahoval co nejméně živin, hlavně dusíku a fosforu. V opačném případě by se podpořilo šíření nežádoucích konkurenčně silných ruderalních druhů. Velmi vhodná je pro tento účel recyklace skryvkového materiálu obsahujícího zásobu lokálních diaspor.

Nový přístup k revitalizaci těžebních tvarů spočívá také v tom, že jsou těžební tvary revitalizovány již v průběhu těžby a ne až po úplném vytěžení dobývacího prostoru. V okamžiku úplného zastavení těžby tak může být již větší část těžebních tvarů revitalizována. Přitom je nutné si uvědomit, že dodatečné zásahy v již uzavřených částech lomu, například ukládáním dočasných deponií či pojezdy mechanizace, jsou nežádoucí (Cílek 1999). Takové zásahy by narušily probíhající sukcesí. Před uzavřením celého lomu musí bezpodmínečně dojít také k vyčištění lomu a k odstranění všech důlních mechanismů a provozních budov zřízených těžební organizací (Cílek 1997).

Lom musí být při uplatnění spontánní či řízené sukcese průběžně monitorován a sukcese usměrňována po dobu několika let. V ruderalizované krajině by ponechání těžebních tvarů pouze spontánnímu vývoji nemuselo přinést kýžený efekt, a to především v případě, že by plochy kolonizovaly invazní druhy rostlin.

Proces zahlazení následků těžby spontánní či řízenou sukcesí je sice nesporně pomalejší než tradiční technický přístup, ale výsledná ekologická hodnota spontánní či řízené sukcese je nesrovnatelně vyšší. Nezanedbatelnou výhodou je rovněž úspora finančních prostředků.

V přístupu k managementu posttěžební krajiny se i v případě revitalizace spontánní či řízenou sukcesí v podstatě střetávají dva přístupy. První přístup spočívá v upřednostňování vývoje přírodě blízké vegetace a plně postačí důsledné odstraňování invazních druhů. Výsledkem tohoto přístupu může být pestrá mozaika typů vegetace a druhového složení, jsou-li tyto druhy v okolí těžebních tvarů přítomny, stejně jako druhově uniformní vegetace byt původních druhů stromů či keřů. Druhý přístup si klade za cíl především ochranu biodiverzity. V takovém případě pak musí být plochy pod neustálým managementem (kosení, kácení dřevin, drobné disturbance), protože druhově nejbohatší jsou raně

sukcesní stádia či stádia stepních a xerothermních trávníků, která zároveň hostí velkou diverzitu hmyzu (Schulz & Wiegleb 2000, Beneš et al. 2003, Novák & Konvička 2006 aj.).



Obr. 1. Opuštěné provozní budovy by měly být po ukončení těžby odstraněny, snižují potenciální přírodovědnou a estetickou hodnotu lomu a lákají k zakládání černých skládek.

Spontánní či řízená sukcese může vést k vytvoření cenných společenstev, přesto nelze tento argument zneužívat k ospravedlňování těžby jako takové. Pro těžbu musí existovat všeobecně respektované zásady především v otázce rozsahu a způsobu těžby a umístění lomu v krajině. Mezi nejčastěji zmiňované zásady podle Cílka (1999), Sádla & Tichého (2002) a Tichého (2004) patří: neodtěžovat dominanty v krajině a zasahovat tak do linie horizontu, prosazovat zahlubování lomů a v neposlední řadě by měly být povolovány lomy pouze přiměřené velikosti. Začlenění velkých lomů do krajiny je díky v současnosti používané technice lámání pomalejší (Sádlo & Tichý 2002).

Nicméně ke každému záměru je nutno přistupovat individuálně a není možné definovat jednoznačná kritéria, podle kterých bude těžba povolována či zakazována. Lomy mají šanci stát se důležitými biocentry v krajině a krajinu obohacovat zejména tehdy, pokud na povolování a následném projektování revitalizace lomu budou spolupracovat nejen krajinní architekti a bányňští inženýři, ale také přírodovědci.

Prosazení nového přístupu, namísto plošně uplatňovaných technických rekultivací, je v podstatě ale také politickým rozhodnutím. Jak uvádějí Schulz & Wiegleb (2000), přístup k rekultivacím ploch, zejména po těžbě energetických surovin, je závislý na politické a ekonomické situaci v post-těžebních regionech. Tradiční rekultivace zaměstnávají množství nekvalifikované pracovní síly, a tak v regionech s vysokou nezaměstnaností způsobenou ukončením těžební činnosti poskytují pracovní příležitosti. V takovém případě je pak snahou rekultivovat vše a stát nemá zájem finanční prostředky šetřit, neboť tím supluje sociální dávky. Do rekultivací navíc plynou finanční prostředky z rezervy povinně vytvářené těžebními organizacemi, jejichž dceřiné společnosti

rekultivace realizují. Sádlo (úst. sdělení) proto nazývá rekultivace – „pokračování těžby jinými prostředky“.

4. Chráněná území na místech bývalé těžby: současný stav v České republice

4.1. Počet chráněných území a stupeň jejich ochrany

Těžební tvary jsou nedílnou součástí krajin průmyslové společnosti. V naší krajině nalezneme mnoho dokladů historické i současné těžební činnosti. Rozloha ploch dotčených těžbou dosahovala v roce 2006 rozlohy 61 538 ha (Statistická ročenka životního prostředí ČR 2007). V databázi Geofondu je evidováno 14958 záznamů hlavních důlních děl a současně 939 chráněných ložiskových území o rozloze 3939,9 km². Rozloha ploch dotčených těžbou a počet montánních tvarů ukazují na rozsáhlou těžební činnost na našem území.

Mnohé z těchto montánních tvarů se staly významnými chráněnými územími. Z pohledu geologických věd jsou ceněny takové těžební tvary, které poskytují sondy do značných hloubek, odkrývají geologické profily, odhalují specifické formy tuhnutí magmatu nebo kontakt magmatických těles, či jsou významnými nalezišti zkamenělin nebo nerostů atd. Z biologického, respektive krajinně ekologického, pohledu je jejich unikátnost a potenciální přírodovědná hodnota spíše výslednicí několika faktorů, na nichž závisí, zda se místo těžby, respektive těžební tvar, stane hodnotným z pohledu ochrany přírody či nikoliv. Mezi tyto faktory patří především velikost těžebního tvaru, způsob těžby, umístění těžebního tvaru v krajině, charakter okolí, morfologie vytěženého ložiska a biodiverzita bezprostředního okolí. Důležitým faktorem je také chemismus těžené horniny a osud těžebního tvaru po skončení těžební činnosti. Řada bývalých těžebních tvarů splýnula se svým okolím do té míry, že je dnes v krajině jen obtížně rozpoznáme, jiné působí systémem pravidelných etáží i dlouhou dobu po svém uzavření v krajině rušivě. I přesto, že se ve světle nových vědeckých poznatků jeví problematika

těžby mnohem méně jednostranně a nabízí se zde širší dialog mezi těžebními organizacemi a ochránci přírody, vyvolává neustále otázka těžby bouřlivé diskuse odborné i laické veřejnosti.

Potenciální význam těžebních tvarů z biologického a geovědního pohledu dokládá také jejich počet zjištěný na základě rešerše dokumentů Ústředního seznamu ochrany přírody. Na území České republiky se nalézají 2201 maloplošných zvláště chráněných území, z nichž 154 chrání lokality bývalé těžby jako objekty ochrany přírody a krajiny (Obr. 2). Naprostou většinu zvláště chráněných těžebních tvarů představují lomy (kamenolomy, pískovny, uhelné lomy, hliníky), kterých je na našem území chráněno 145. Zvláště chráněných dolů je šest a deponie (odvaly či výsypky) jsou chráněny pouze tři. Zahrnutý jsou zde pouze ty lokality, kde těžbou došlo k vytvoření nových biotopů chráněných rostlin a živočichů, objevení mineralogických či paleontologických nalezišť, odkrytí stratigrafických profilů či specifických forem tuhnutí magmatu nebo těžba přispěla k zachování stávajícího předmětu ochrany (například těžba písečných přesypů zabránila sukcesi k lesu). Nejsou zde zahrnuta ta maloplošná zvláště chráněná území, jejichž součástí těžební tvary sice jsou, ale vyhlášena byla bez ohledu na předchozí těžbu (např. PR Balcarova skála-Vintoky, NPR Broumovské stěny, NPR Hádecká planinka, NPP Jeskyně Na Pomezí, NPR Karlštejn, PP Kavky, PR Klánovický les – Cyrilov, PP Klepec, NPP Kotýz, PP Krtské skály, PR Krvavý a Kačležský rybník, PR Lazurový vrch, PR Losí blato u Mirochova, PP Nad Kostelíčkem, PP Otmíčská hora, PP Petřínské skalky, PR Podhorní vrch, PP Prameny Labe, PP Skalka, NPR Stará řeka, NPP Šipka, PP Velká Klajdovka, NPR Větrušická rokle, PP Vinařická hora, PR Volákův kopec, NPP Zlatý kůň atd.). Zařazení lokalit mezi chráněná území chránící místa bývalé těžby je do jisté míry subjektivní. Nejsou zde zahrnuta četná rašeliniště, která byla z valné většiny také těžena a těžba vedla k rejuvenaci přirozených procesů. Příkladem může být bývalá těžební část NPR Novozámecký rybník – Shnilé louky, kde se nalézají nejsilnější populace hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*) v České republice, chráněného dle přílohy II směrnice 92/43/EHS. Z dalších těžebních dnes chráněných rašelinišť je možno uvést PP Přebuzské vřesoviště, PP Borová Lada, PP Jezerní slať, NPR Rašeliniště Jizerky, PR Kozohlůdky či PR Borkovická blata. Stejně tak je možné polemizovat o zařazení NPR Soos, kde se řada mofet vyskytuje na místech odtěženého křemelinového souvrství. Podle mého názoru by ale tyto lokality byly k ochraně vyhlášeny i v případě, že by se zde netěžilo.

Vedle chráněných území vyhlášených na místech bývalé těžby nalezneme v naší krajině území chráněná přechodně, například z důvodu ochrany velkých dravců využívajících lomy v době hnízdění (CHKO Blaník u Kondrace, CHKO Železné Hory u Nasavrku), řadu chráněných území, která byla poznamenána těžbou, ale těžební tvary nejsou objektem ochrany, chráněná území chránící lokality objevené při těžbě (Koněpruské jeskyně) nebo dosud legislativně nechráněné lokality velice cenné pro řadu ohrožených druhů hmyzu (Beneš et al. 2003) či rostlin (Sádlo & Tichý 2002).

Výrazné rozšíření počtu chráněných území chránících místa bývalé těžby bude znamenat vyhlášení schválených evropsky významných lokalit. V Komisi schváleném seznamu je uvedeno dalších 36 těžebních tvarů (Obr. 3). Z celkového počtu lokalit je k ochraně navrženo 17 lomů, 18 dolů a 1 deponie po těžbě uhlí. Předmětem ochrany jsou až na jedinou výjimku obojživelníci v lomech a na Kopistské výsypce, a netopýři ve štolách uzavřených dolů. Výjimkou je ochrana kosatce skalního písečného (*Iris humilis arenaria*) ve Štěpánovském lomu. Kosatec skalní písečný představuje

ponticko-panonský geoelement naší květeny, který na našem území dosahuje severozápadního maxima rozšíření.

Chráněná území chránící místa bývalé těžby náležejí do tří kategorií maloplošných zvláště chráněných území podle Zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v pozdějších zněních a to do kategorií přírodní památka, přírodní rezervace a národní přírodní památka. Přírodní památky a národní přírodní památky představují útvary menší rozlohy, geologické, geomorfologické útvary, naleziště vzácných nerostů nebo ohrožených druhů ve fragmentech ekosystémů buď s regionálním (PP) nebo s národním a mezinárodním (NPP) ekologickým, vědeckým či estetickým významem, který vedle přírody formoval svou činností i člověk. Přírodní rezervace pak představují menší území soustředěných přírodních hodnot se zastoupením ekosystémů typických a významných pro příslušnou geografickou oblast.

Z celkového počtu 1198 přírodních památek nacházejících se v České republice jich 10 % (tj. 122 lokalit) představují místa bývalé těžby. Národní přírodní památky jsou dokonce v 18 % vyhlášeny na místech bývalé těžby, tj. 19 lokalit z celkového počtu 106 národních přírodních památek. 18 lokalit bývalé těžby má statut přírodní rezervace, což představuje pouze 2 % z celkového počtu přírodních rezervací v ČR.

Z hlediska stupně ochrany jsou nejpřísněji chráněny kategorie národních maloplošných zvláště chráněných územích. Lokality s národním a mezinárodním významem jsou na místech bývalé těžby vyhlášeny pouze z důvodu ochrany neživé přírody, například odkrytých stratigrafických profilů či nalezišť nerostů a zkamenělin.



Obr. 2. Bývalý lom, dnes PP Kalvárie v Motole.

4.2. Geografické rozložení a předmět ochrany těžebních tvarů

Z hlediska geografického rozložení chráněných míst bývalé těžby, zauímají mezi kraji vedoucí postavení Středočeský kraj s 34 a Praha s 30 chráněnými územími (Tab. 1).

V Praze se zároveň nalézá nejvyšší počet chráněných území národního a mezinárodního významu, např. Barrandovské skály, Dalejský profil či Lochkovský profil se světově proslulými a unikátními geologickými profily odkrytými těžbou. Dominantní postavení Středočeského kraje a Prahy v počtu chráněných území bývalé těžby jednoznačně souvisí s předmětem ochrany (Tab. 2). Naprostá většina chráněných území chrání v těžebních tvarech významná paleontologická naleziště, stratigrafické profily, či mineralogická naleziště (v tabulce 2 souborně označeny jako kategorie geologie) a právě díky substrátové pestrosti, celkové prozkoumanosti a koncentraci malých historických lomů je dominantní postavení těchto dvou krajů jednoznačné. Koncentrace důlních děl v prostoru středních Čech souvisí s výskytem klíčových surovin: uhlí, barrandienských železných rud, devonských vápenců, keramických surovin, cihlářských surovin a šterkopísků. Rozsáhlá zde byla v minulosti především těžba rud. Cílek (2003) uvádí, že ještě ve středověku existovalo na území dnešního Středočeského kraje nejméně 80 těžebních ložisek zlata, stříbra a železa. Podstatný vliv na počet chráněných území v Praze a Středočeském kraji má ale také to, že se zde nachází řada osvětlených a aktivních přírodovědců, kteří lokality k ochraně navrhli. Stejně hodnotná území se mohou vyskytovat i jinde, ale státní ochrana přírody nemusí být ve vyhlášení stejně aktivní. V Praze navíc mnoho jiných lokalit k ochraně nezbylo a opuštěné lomy chránící geologické lokality představují místa, která nepotřebují management, a tudíž se dobře chrání.

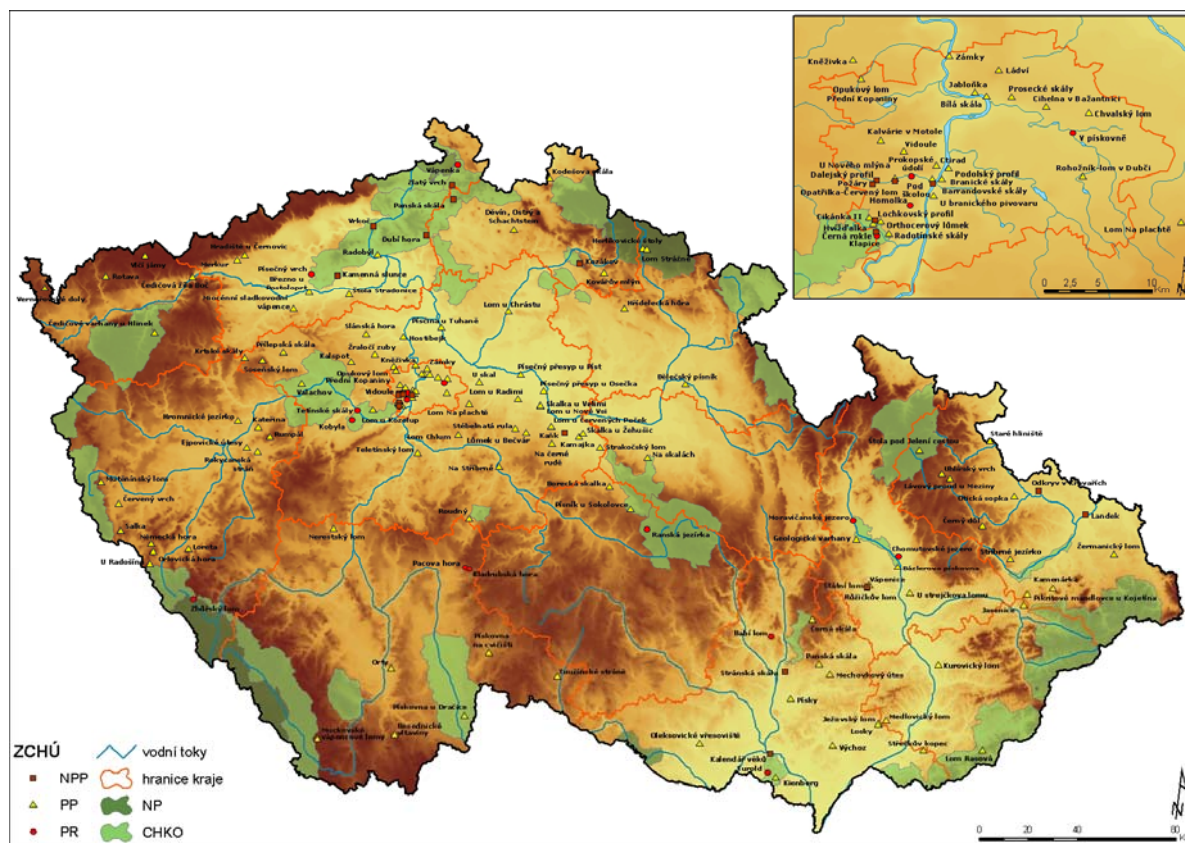
Nejnižší počet chráněných míst bývalé těžby je evidovaný v Pardubickém kraji. Dalšími kraji s minimálním počtem zvláště chráněných území na místech bývalé těžby jsou Královehradecký kraj se čtyřmi a Vysočina pouze se třemi zvláště chráněnými územími.

Vyhlášením schválených evropsky významných lokalit se postavení krajů na prvních dvou místech nezmění. Největší nárůst počtu chráněných lokalit zaznamená Moravskoslezský kraj, kde přibude 10 nových lokalit, Středočeský a Jihomoravský kraj posílí o 6 lokalit, Plzeňský a Olomoucký kraj shodně o 4 lokality, Jihočeský kraj o 3 lokality a Ústecký, Zlínský a Karlovarský kraj pouze o 1 lokalitu. V Libereckém, Královehradeckém, Pardubickém kraji, kraji Vysočina a v Praze nebyl schválen ani navržen žádný těžební tvar jako evropsky významná lokalita k ochraně rostlin či živočichů.

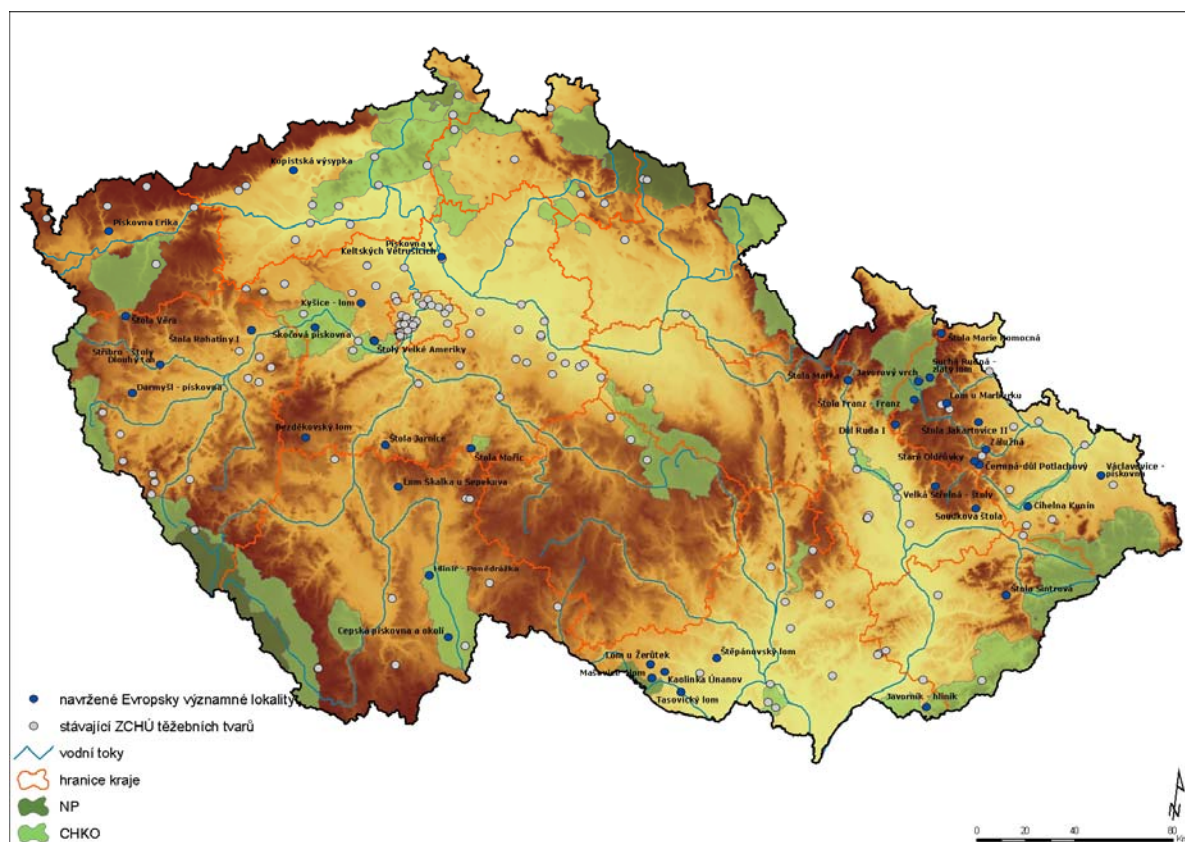
Počet ZCHÚ za kraje	celkem
Středočeský	34
Praha	30
Jihomoravský	13
Plzeňský	13
Moravskoslezský	12
Ústecký	12
Jihočeský	9
Olomoucký	8
Karlovarský	5
Liberecký	5
Zlínský	5
Královehradecký	4
Vysočina	3
Pardubický	1
<i>celkem</i>	154

Tab. 1. Počet míst bývalé těžby se statutem zvláště chráněného území podle krajů.

4. Chráněná území na místech bývalé těžby



Obr. 3. Místa bývalé těžby, která mají statut zvláště chráněného území. (Zdroj dat: ÚSOP)



Obr. 4. Místa bývalé těžby, která doposud nebyla chráněna a byla schválena jako evropsky významné lokality soustavy NATURA 2000. (Zdroj dat: AOPK)

Rozdělení chráněných území na místech bývalé těžby podle předmětu ochrany jednoznačně ukazuje, že většina těchto území byla vyhlášena za účelem ochrany významných geologických profilů a paleontologických či mineralogických nalezišť (v tabulce 2 pod souhrnným názvem geologie). Až na jedinou výjimku jsou objektem ochrany chránící geologické lokality lomy, ve kterých těžbou došlo k odkrytí unikátních profilů. V jediném případě (PP Verněřovské doly) je objektem ochrany deponie těžného materiálu. Na deponii se vyskytuje žilník složený z minerálů světově unikátního typu mineralizace.

Druhým nejčastějším předmětem ochrany je ochrana živočichů, především obojživelníků, plazů a letounů. Obojživelníci a plazi osidlují zatopené lomy s čistou vodou a dostatkem skalních biotopů, letouni nacházejí útočiště ve štolách starých důlních děl, například v PP Herlíkovičské štolý, Černý důl, Štola pod Jelení cestou, Orty, Štola Stradonice, Na černé rudě. I přestože je dokumentováno, že jsou lomy a odvaly významnými lokalitami pro mnoho druhů terestrických bezobratlých (Dolný 2000, Beneš et al. 2003), v Ústředním seznamu je evidována pouze jediná lokalita (PP Roudný) primárně vyhlášená k ochraně terestrických bezobratlých.

Víceméně shodný počet těžebních tvarů je ceněn zároveň pro botanickou a zoologickou hodnotu, jen botanickou hodnotu či komplexně pro přírodní prostředí těžebního tvaru. Botanicky jsou ceněná zejména otevřená xerothermní stanoviště se specifickou flórou či oligotrofní biotopy opuštěných zatopených pískoven s výskytem mokřadních rostlin. V Ústředním seznamu ochrany přírody a krajiny nalezneme dva ojedinělé případy, kdy je chráněn lom jako významná geologická lokalita a zároveň jako technická památka (PP Loreta, PP Hromnické jezírko). V jednom případě je důvodem ochrany lomu vytvořený specifický klimatický fenomén v PP Vlčí jámy po těžbě cínu.

Předmět ochrany v ZCHÚ	NPP	PP	PR	<i>celkem</i>
geologie	19	75	4	98
zoologie		17	2	19
botanika/zoologie		9	3	12
botanika		8	3	11
gotanika/zoologie/geologie		7	4	11
geologicko-technická památka		2		2
klimatický fenomén		1		1
<i>celkem</i>	19	119	16	154

Tab. 2. Místa bývalé těžby se statutem zvláště chráněného území podle předmětu a kategorie ochrany.

5. Fyzickogeografické aspekty sukcese vegetace a sukcese půd na těžebních tvarech

Sukcese vegetace je komplexním procesem, který je podmíněn mnoha faktory. Spíše než o sukcesi vegetace je třeba hovořit o sukcesi celých ekosystémů, neboť sukcese vegetace závisí na sukcesi půd a půdní fauny – edafonu a naopak sukcese edafonu a vývoj půd závisí na sukcesi vegetace. Klíčové faktory ovlivňující sukcesi ekosystémů jsou zeměpisná poloha, respektive klima dané touto polohou, matečný substrát, čas, ale také sukcese vegetace v případě pedogeneze a vice versa. (Amundson & Jenny 1997, Bardgett 2005, Walker & del Moral 2003, Moravec 1969 aj.). V sukcesi dochází ke změnám společenstva primárně proto, že stávající společenstvo mění podmínky stanoviště tak, že se stávají více vhodné pro jiné druhy. Hovoříme o facilitaci, při níž se mění mikroklima, půdní vlastnosti a dochází k vývoji biotických vztahů (Connel & Slatyer 1977, Walli 1999). Jiným důvodem změny společenstva může být kolonizace stanoviště kompetičně zdatnějšími druhy, které vytlačí druhy původní (Huston & Smith 1987)

Sukcese vegetace je obecně rozdělována na sukcesi primární probíhající na místech, která nebyla nikdy porostlá vegetací (obnažená skála, vychladlá láva) a nenachází se zde tedy zásoba diaspor, a sukcesi sekundární probíhající na místech kde již rostlinné společenstvo existovalo a bylo dočasně nějakým způsobem odstraněno (Moravec 1969). Sekundární sukcese tedy probíhá na místech s vytvořenou půdou (lesní paseky, opuštěná pole, sesuv), ve které je dostatečná zásoba diaspor k regeneraci a zároveň je společenstvo dosycováno o nové druhy. Rozdělování sukcese na primární a sekundární tak vypovídá spíše o historii stanoviště. Tomuto schématu se však sukcese probíhající v lomech a na výsypkách často vymyká. V lomech zůstávají běžně zachovány skrývkové

etáže se zbytkem půdních horizontů či zvětralin matečné horniny a část diaspor. Výsypky často obsahují přemístěné skrývkové horizonty rovněž se zásobou diaspor, ale také zásobou přístupných živin a schopností vázat vodu. Učebnicové příklady terestrické primární sukcese nalezneme v lomech a na výsypkách pouze ojediněle a spíše se zde setkáme s přechody mezi primární a sekundární sukcesí.

Vývoj společenstev v lomech a na výsypkách při ponechání spontánní sukcesí mívá zákonitý sled ve střídání životních forem a populačních strategií. První stádia bývají tvořena rychle se šířícími R-stratégiemi, kteří jsou v pozdějších sukcesních stádiích nahrazováni konkurenci schopnými C-stratégiemi nebo stres tolerantními S-stratégiemi. V lomech se tak často objevují nejprve jednoleté a dvouleté rychle se šířící byliny, následované vytrvalými konkurenčně zdatnějšími bylinami a dřevinami (Prach et al. 2001a).

Jednotlivá sukcesní stádia mohou přetrvávat různě dlouhou dobu v závislosti na abiotických podmínkách stanoviště, biotických interakcích a disturbancích. Abiotické podmínky zahrnují vliv klimatu, reliéfu a substrátu. Klima představuje teplotně srážkový režim určitého území, který je výsledkem zeměpisné polohy území, tzn. jeho zeměpisné šířky a délky, míry kontinentality, nadmořské výšky a převládajícího proudění vzduchu. Na regionální a lokální úrovni je klima modifikováno reliéfem, jeho sklonitostí, orientací a jeho celkovým charakterem (vrchol, svah, údolí atd.) (Moravec 1969, Moravec 1994, Slavíková 1983). Reliéf účinky makroklimatu daného zeměpisnou polohou území buď zesiluje, nebo zeslabuje.

Proměnlivost klimatu na lokální úrovni je patrná jak mezi lomy tak také v rámci jediného lomu. Jedná se především o rozdíly ve vlhkosti, světelných a teplotních poměrech. Tyto rozdíly vyplývají z tvaru lomu, orientace vůči slunečnímu záření, celkové rozlohy lomu a z poměru obnaženého skalního podloží k ploše lomu (Sádlo & Tichý 2002). V úzkých a protažených lomech či jámových lomech často v zimě dochází k tvorbě teplotních inverzí (Davis et al. 1985). Nápadným jevem, který byl pozorován například v dolním Posázaví (Chuman 2002) je rovněž existence "venterol". Výsypky, které jsou na mnoha místech tvořeny velkými kameny a ještě nedošlo k jejich zazemění, mají velké množství vnitřních vzduchových prostor. Jejich umístění na svahu vede k tomu, že se do vzduchových prostor v horní části nasává v létě teplý vzduch a v dolní uniká vzduch studený. V zimě je tomu naopak. Shodná zjištění uvádí také Sádlo (1983) v Českém krasu. Na takovýto mikroklimatický fenomén bývají vázány specifické druhy rostlin a živočichů.

Mikroklimatické rozdíly v rámci lomů pak podmiňují druhové složení vegetace. Na zastíněných dnech bývá vlhčeji, a proto zde roste řada druhů náročných na vlhkost, naopak na otevřených slunných etážích často nalezneme xerotermní vegetaci bylin a keřů nebo zde dlouho přetrvávají plochy bez vegetace.

Mikroklimatické rozdíly nemají vliv pouze na druhové složení vegetace, ale také na rychlost a způsob zvětrávání, dostupnost a formu živin a produkci a dekompozici organické hmoty (Walker & del Moral 2003). Například v osypech pod lomovými stěnami a ve výsypkách tvořených lomovým kamenem je možné předpokládat lepší mikroklimatické podmínky, které umožňují intenzivní rozklad organické hmoty, jak je známo ze suťových lesů či upatí údolních svahů (Chytrý et al. 2001, Zelený & Chytrý 2007). Zde pak často rostou nitrofilní druhy rostlin.

Reliéf ovlivňuje sukcesi vegetace a půd nejen modifikací klimatu, ale také prostřednictvím eroze a sedimentace. Je známo, že na příkrých svazích jsou mělké půdy, náchylné k vysychání a erozi a bývá zde obtížnější rovněž uchycení diaspor (Parker 1991). Také v lomech nalezneme stanoviště pod neustálým vlivem eroze a sedimentace. Neustálá eroze či skalní řícení vedou k opakované rejuvenaci sukcese na lomových stěnách a naopak k obohacování o organické a minerální látky na jejich úpatí.

Substrát, který zahrnuje jak matečnou horninu tak i nejrůznější sedimenty, ovlivňuje pedogenezi a sukcesi vegetace svými fyzikálně-chemickými vlastnostmi, ale také úložnými poměry a stabilitou (Walker & del Moral 2003). Chemismus substrátu je dán minerálním složením, které určuje potenciální obsah živin ve vznikající půdě, ale ovlivňuje také odolnost vůči zvětrávání a spolurozhoduje o fyzikálních parametrech vznikajících půd. Fyzikální parametry půd závislé na matečném substrátu spolurozhodují o kationtové výměnné kapacitě a vodní kapacitě, objemové hmotnosti či provzdušněnosti půd (Bardgett 2005). Podle Ložka (2002) mají vedle chemizmu a fyzikálních vlastností významnou úlohu v sukcesi vegetace a pedogenezi také úložné poměry hornin. Nejlépe je vliv úložných poměrů patrný u sedimentů, méně u vyvřelých hornin. Na strukturních tvarech reliéfu tvořených odolnými vrstvami může být vývoj půd brzděn. Sukcese vegetace a pedogeneze na nezpevněných sedimentech může být velmi rychlá (Walker et al. 1996). Podle Walker & del Moral (2003) má v sukcesi důležitou roli také textura povrchu, která determinuje rychlost kolonizace. Hladké povrchy vystavené účinkům větru jsou kolonizovány pomaleji než povrchy s výrazným mikrorelíefem, kde se mohou diaspory mnohem lépe zachytit a často zde bývají lepší mikroklimatické a edafické podmínky (Prach 1987).

Vliv geologického podkladu na vegetaci se projevuje především v raných fázích vývoje biocenózy (Moravec 1994). Chemické a fyzikální vlastnosti substrátu podmiňují rozvoj specifické flóry (acidofyty, serpentiofyty, kalcifyty atd.) a právě těžební tvary představují lokality, kde přicházejí rostliny přímo do kontaktu s matečným substrátem a mohou se zde typická společenstva pro daný substrát plně rozvinout. Významným fenoménem opuštěných těžebních tvarů je také malý obsah dusíku a fosforu, tj. prvků zodpovědných za eutrofizaci kulturní krajiny. Těžební tvary tak poskytují biotopy rostlinným druhům méně tolerantním zvýšené koncentraci těchto prvků v prostředí. Na tyto rostliny jsou vázány specifické druhy hmyzu, jejichž existence je v současné krajině na těžebních tvarech závislá (Beneš et al. 2003, Tropek & Konvička 2008).

Čím více se vývoj vegetace a půd blíží ke klimaxovému stádiu, tzn. čím je pedogeneze v pokročilejším stádiu vývoje, tím více se vliv rozdílného chemizmu substrátů stírá. Půda je po čase o specifické prvky ochuzena, což vysvětluje konvergenci sukcesních sérií na různých substrátech (Moravec 1969). K rychlejší eliminaci vlivu podloží může docházet například i hromaděním surového humusu, což může vést k výskytu acidofytů na bazických substrátech (Bardgett 2005).

Vliv zeměpisné polohy se v sukcesi neuplatňuje pouze prostřednictvím klimatu a reliéfu, ale také prostřednictvím druhového složení bioty, která může sukcesní plochu potenciálně kolonizovat. Takovýto potenciální soubor druhů (species pool) je výrazně modifikován způsobem využívání území (Roy et al. 1999). V intenzivně zemědělsky využívané krajině bude druhové složení disturbovaného území odlišné od krajiny přírodní či přírodě blízké, byť jsou abiotické podmínky identické (Prach et al.

2001a). Zároveň ale závisí druhové složení také na velikosti sukcesní plochy, neboť malé plochy jsou často přímo anektovány okolní vegetací, jak jsou neustále zásobovány diasporami ze svého nejbližšího okolí. Rozsáhlé plochy jsou na okolní vegetaci méně závislé a bývají kolonizovány snadno se šířícími druhy ze vzdáleného okolí (Sádlo & Tichý 2002).

Sukcese vegetace a sukcese půd v daném typu klimatu končí ustáleným stádiem, ve kterém již nedochází k autogenním změnám biocenózy. Tradičně se takové stádium nazývá klimax. Moravec (1969) navrhl rozlišování dvou závěrečných stádií sukcese vegetace:

- klimax: Závěrečné stádium sukcese vegetace na polohách odkázaných pouze na srážkovou vodu - zonální typ vegetace. Tato vegetace je výsledkem makroklimatu klimatické zóny na zonálních půdách bez vlivu člověka.
- trvalá společenstva: Závěrečná stádia na polohách ovlivněných podzemní nebo záplavovou vodou (vegetace vrchovišť, bažin) - azonální typ vegetace na azonálních půdách. Tato vegetace je málo ovlivněna makroklimatem.

Klimax Moravec (1969, 1994) dále dělí na klimatický a edafický klimax. Klimatický klimax reprezentuje určitý typ biocenózy (zonální vegetaci), která je výsledkem makroklimatu, například jedlobučina v montánním stupni Šumavy. Naproti tomu edafický klimax je podmíněn fyzikálními a chemickými vlastnostmi hornin, například extrazonální stepní vegetace na karbonátových horninách nebo hadcích v místě, kde by zonálním typem vegetace byla například doubrava.

Závěrečné stádium sukcese v lomech a na výsypkách závisí na klimatických podmínkách (Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2002, Novák & Pach 2003). Při dostatečném množství srážek jsou závěrečným stádiem stromové porosty, které ale neodpovídají klimaxovým porostům. Vytvoření stromových porostů může být relativně rychlé cca 20 let, ale výrazně déle pak trvá dosycování těchto porostů o typické druhy (Sádlo & Tichý 2002). Při nedostatku srážek nebo na výhřevném vodě propustném substrátu mohou tvořit závěrečné stádium sukcese stepní trávníky či xerofilní křoviny (Sádlo & Tichý 2002). Stanoviště s pomalou pedogenezí mohou vytvářet blokováná sukcesní stádia, jejichž přetrvávání je přímo úměrné rychlosti zvětrávání a pedogeneze. Sukcese může být také blokována zapojenými porosty ruderalních druhů, například třtiny křovištní. Tyto porosty jsou obtížně kolonizovatelné dřevinami (Prach et al. 2001b) a mohou sukcesi vegetace blokovat mnoho let.

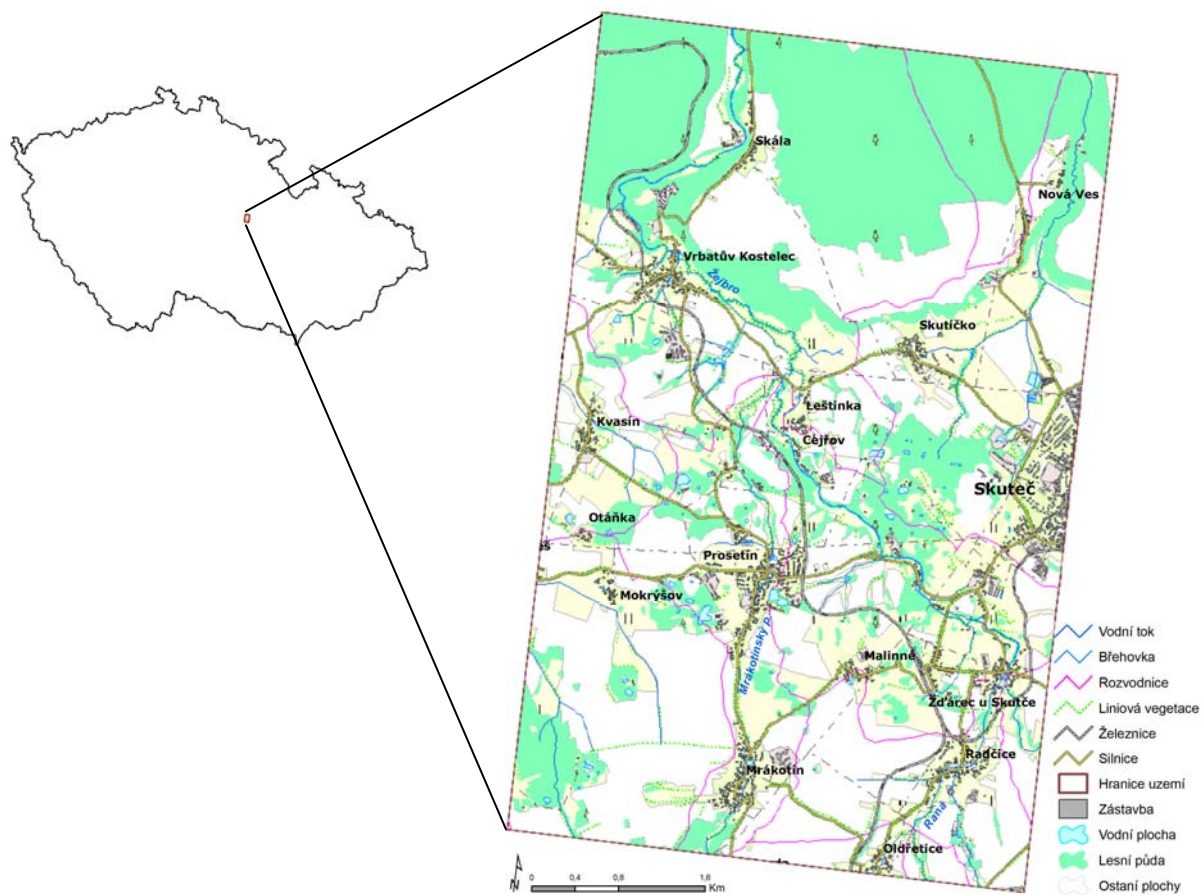
6. Vymezení a stručná charakteristika studovaného území

6.1. Fyzickogeografická charakteristika

Studované území (Obr. 5), zaujímající dva mapové listy Základní mapy ČR 1:10 000 (13-44-05 a 13-44-10), se nachází na rozhraní Českomoravské vrchoviny a Východočeské tabule (Obr. 6) na západním okraji Skutče na styku železnohorského plutonu, svrchnokřídových sedimentů a proterozoických metamorfitů.

Železnohorský pluton, budující převážnou část studovaného území, představuje magmatické těleso variského stáří tvořené řadou vyvřelin (Chlupáč et al. 2002). Petrograficky je možné pluton rozdělit na gabrodioritové a granodioritové těleso. Intruze masivu probíhala nejprve utužením gabrodioritu v severní části plutonu, a pak následně biotitického granodioritu spíše neutrálního chemického složení, tzv. skutečské žuly (Příloha 1) (Vavřínová 1949). Druhá fáze roztrhala a asimilovala bloky gabrodioritu a rozvlekla je. Na kontaktu s břidlicemi a drobnými proterozoickými stáří se vytvořily biotitické rohovce, jejichž část byla na styku s magmatickým tělesem asimilována. Svrchnokřídové sedimenty, zasahující do studovaného území v severní části, představuje spodnoturonská opuka, petrograficky písčito-prachovitý slínovec až vápnito-jílovitý prachovec.

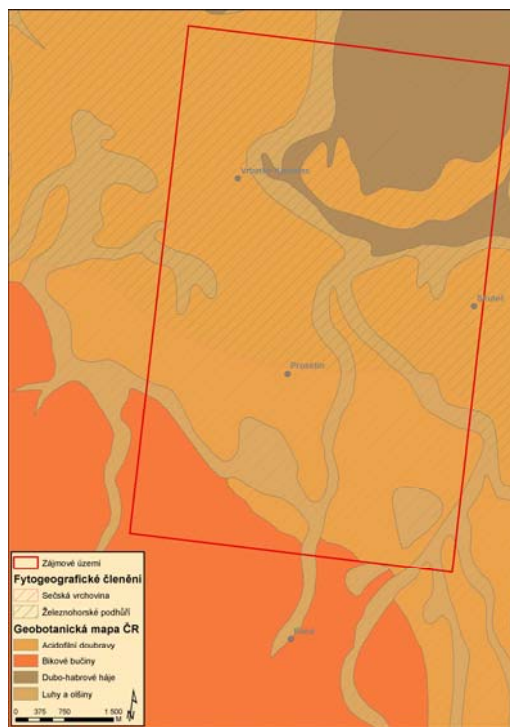
Pahorkatinný až vrchovinný reliéf studovaného území rozčleňují Anenský potok a Žejbro, které patří mezi levostranné přítoky Novohradky. Žejbro přibírá ve studovaném území tok Raná a Mrákotínský potok. Území se pozvolna svažuje k severu do České křídové tabule, kde se Žejbro a Anenský potok výrazně zařezávají do svrchnokřídových sedimentů (Obr. 8).



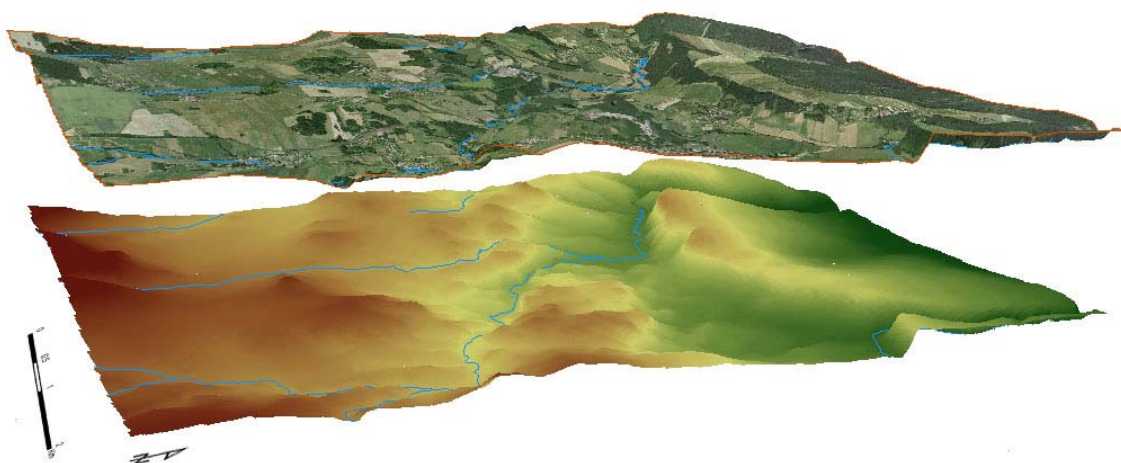
Obr. 5. Vymezení zájmového území. (Zdroj dat: ZABAGED)



Obr. 6. Geomorfologické členění reliéfu zájmového území podle Balatky a Kalvody (2006).



Obr. 7. Fytogeografické členění Českomoravského mezofytika podle Skalického (1988) a geobotanická mapa podle Mikyšky (1968)



Obr. 8. 3D model reliéfu zájmového území. Průměrná nadmořská výška území je 403 m n.m. a výškové rozpětí 215 m. (převýšeno 4x, zdroj dat ZABAGED a Cenia)

Nejvyšší nadmořské výšky 515 m n.m. je dosaženo v jižní části území. Specifickým rysem reliéfu je častý výskyt pahorků a vyvýšenin, tvořených balvanu, místně označovanými jako tzv. hrobky (Obr. 9). Hrobky představují odolná jádra žokovitě zvětrávajícího granodioritu (Hruška 2000), či nízké exfoliační klenby. Granodiorit vycházející na povrch byl snadno přístupný ke kamenickému využití, a proto byly na místech hrobek zakládány lomy (Hruška 2000). Zachovalé „hrobky“ nesou na povrchu stopy po prospekci kvality kamene z doby největšího rozvoje kamenického průmyslu.



Obr. 9. „Hrobky“: balvanité elevace tvořené obnaženými jádry žokovitě zvětrávajícího granodioritu.

Nejrozšířenějším půdním typem studované oblasti na granodioritu je kambizem modální. Relativně velkou část území zaujímá také pseudoglej modální. Klimatické podmínky, s průměrnou roční teplotou vzduchu 7-8°C a průměrným ročním úhrnem srážek 600-650 mm (Tab. 3), geologický substrát, respektive půdní poměry, a nadmořská výška odpovídají dubo-bukovému a bukovému vegetačnímu stupni. Přirozenou vegetací, odpovídající klimatickým a edafickým podmínkám, jsou

především kyselé doubravy a bučiny (Mikyška 1968). Dominantními dřevinami jsou v těchto typech vegetace dub, habr a buk s příměsí břízy, borovice, osiky, javoru, lípy a jedle. Přirozenou vegetací podél vodních toků s výskytem glejů a plošně méně rozšířených fluvizemí jsou lužní lesy s jasanem a olší (Obr. 7) (Mikyška 1968).

charakter klimatu	
průměrná roční teplota vzduchu	7-8°C
průměrný roční počet dní bez mrazu	240-260
průměrný roční úhrn srážek	600-650 mm
průměrný roční počet srážkových dní	150-170
průměrný úhrn srážek - jaro	150-200 mm
průměrný úhrn srážek - léto	200-250 mm
průměrný úhrn srážek - podzim	150-200 mm
průměrný úhrn srážek - zima	125-150 mm

Tab. 3. Vybrané charakteristiky klimatu (Zdroj: Atlas podnebí Česka)

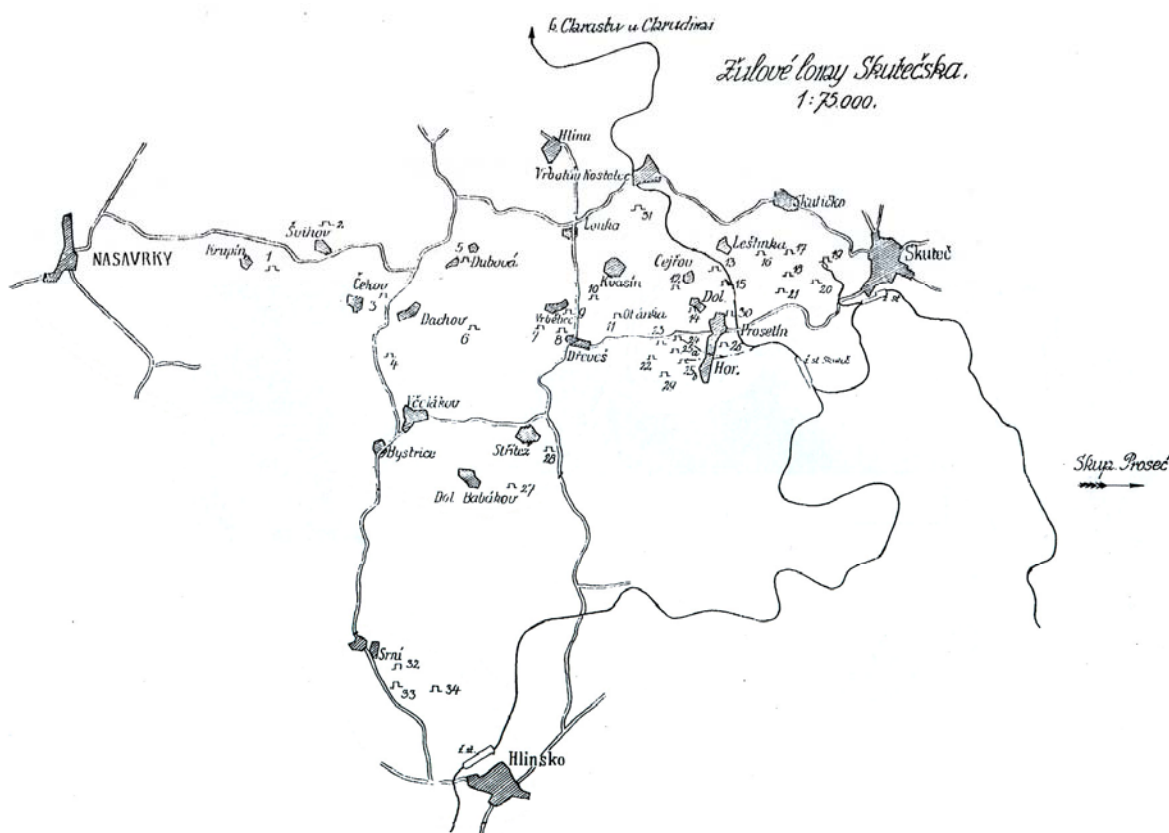
využití území podle ZABAGED	%
vodní plochy	0,6
těžební plochy	0,9
zástavba a zpevněné plochy	3,9
zahrady, sady, parky	5,7
louky a pastviny	18,6
lesní půda	30,6
orná půda	39,8
rozloha území celkem	100,0

Tab. 4. Využití zájmového území (Zdroj dat: ZABAGED)

Z krajinně ekologického hlediska je území utvářeno intenzivně obhospodařovanou mozaikou polí, luk a lesů (Tab. 4). I přes intenzivní využívání krajiny zde nalezneme významná chráněná území. V blízkosti Skutče se nacházejí přírodní památka Podskala, vyhlášená k ochraně mloka skvrnitého a vzácných a ohrožených druhů rostlin na opukových skalách, a přírodní rezervace Anenské údolí, vyhlášená k ochraně společenstev mezofilních lesů, aluviální vegetace a luční vegetace s významným zastoupením vstavačovitých rostlin. Anenské údolí je vzhledem ke své unikátnosti navrženo také jako Evropsky významná lokalita.

6.2. Historie těžby nerostných surovin na Skutečsku

Objem těžby kamene byl obecně až do středověku zanedbatelný a většinu spotřeby kamene stačil pokrýt sběr z polí (Cílek 2002). Na počátku rozvoje těžební činnosti se kámen dobýval ručně s použitím malého množství trhaviny a těžilo se na místech, kde hornina vycházela na povrch. Na Skutečsku se jednalo o odtěžování nízkých exfoliačních kleneb či na povrch vycházejících jader žokovitě zvětřavajícího granodioritu, místně nazývaných jako „hrobky“. Jejich odtěžováním a prodejem kamene si místní obyvatelé přivydělávali hlavně v zimních měsících, kdy se nepracovalo na polích (Hájek 1931). S rostoucí poptávkou se zakládaly lomy stálé. První stálý lom byl založen u Prosetína v roce 1867 (Hájek 1931). Kámen byl využit na stavbu železniční trati z Pardubic do Havlíčkova Brodu. Výstavba železniční trati vedla k rozvoji zdejšího kamenického průmyslu. Železnice umožňovala snadnou dopravu místního kvalitního kameniva po tehdejší Rakousko-uherské monarchii, zejména do Vídně. Kvalitní surovina a rostoucí odbyt přilákaly na Skutečsko řadu významných podnikatelů, což vedlo k otevření mnoha nových lomů. Hájek (1931) uvádí, že tato těžební oblast byla druhá nejdůležitější z žulových oblastí po oblasti slezské. Jako Skutečsko Hájek (1931) chápe širší okolí zahrnující území mezi Skutčí, Hlinskem, Prosetínem a Nasavrky (Obr. 10).



Obr. 10. Těžba nerostných surovin na Skutečsku v roce 1931. (Zdroj: Hájek 1931)

Vedle ušlechtilé kamenické výroby byla na Skutečsku rozšířena výroba drceného kameniva a dlažebních kostek a zavedena výroba tzv. vídeňské „sedmové“ dlažby, což jsou kostky o hraně

18,5 cm (Hájek 1931). Odbyt kamenických výrobků byl zajištěn v nejrůznějších částech Evropy od domácí spotřeby přes Vídeň, Bělehrad, Lvov, Krakov po Hamburk. Domácí odbyt zajišťovala zejména výstavba železničních tratí a regulace vodních toků. Krátká stagnace postihla zdejší lomařský průmysl v době první světové války. Po jejím skončení v době První republiky zaznamenal kamenický průmysl nový vzestup a mnohé lomy se postupně začaly mechanizovat. Rostoucí poptávka po kamenických výrobcích byla doprovázena rostoucí produkcí a s ní rostla ruku v ruce také zaměstnanost v kamenickém průmyslu. Kamenický průmysl byl nejdůležitějším zaměstnavatelem místních obyvatel a před hospodářskou krizí, v době maximálního rozmachu, zaměstnával podle Hrušky (2000) 3000 pracovníků. Takovéto množství zaměstnanců dokázalo denně vyrobit 40-45 vagónů dlažebních kostek, další objem představovalo drcené kamenivo a kámen pro ušlechtilou kamenickou výrobu (Hájek 1931). Na vagon se vešlo 46 m² drobné dlažby, to jest 1840-2000 m² dlažby za den. Denně se z takového množství dlažby postavilo 300 m vozovky o šířce šest metrů. Výrazný pokles produkce přinesla hospodářská krize. Mnozí podnikatelé lomy opustili. Celá řada hlavně menších lomů zůstala uzavřena i po odeznění krize. Mírné oživení nastalo v předválečném období druhé poloviny třicátých let, kdy se zdejší kámen dodával například na výstavbu vojenských opevnění (Vavřínová 1949). Během války kamenický průmysl opět upadá, uzavřeny byly všechny lomy, které neměly drtičku kamene.

Výrazný zásah s dopadem na charakter a velikost lomů znamenalo zestátnění v roce 1948. Jak uvádí Vavřínová (1949): „*nezdravé soukromé podnikání zanechalo stopy i na vzhledu krajiny. Znešvařená krajina je poučením, jak neekonomická je primitivní, drobná ruční těžba. Teprve znárodnění umožňuje dnes rozsáhlou reorganizaci žulového průmyslu, plánovanou exploataci přírodního bohatství a plné využití pracovních sil*“, a tak začaly vznikat lomy velké. Těžba kamene se soustředila hlavně do tří oblastí. První oblast leží západně od Skutče na plochem hřbetu zvaném Horka, druhá oblast leží západně od Prosetína a třetí oblast východně i západně od Čejřova.



Obr. 11. Lom Granita je jedním ze tří stále aktivních granodioritových lomů.

V samotné oblasti „Horka“, která je dnes evidována jako významný krajinný prvek viz. příloha 3, bylo podle Hrušky (2000) vytěženo již 9-13 mil tun kamene, což představuje 4-6 mil. m³. Jedním z hlavních důvodů vyhlášení byly právě staré malé lomy s mnoha vodními plochami a skalními výchozy, které zde dodávají krajíně osobitý ráz. Díky používané technice lámání, využívající plochy přirozené odlučnosti s použitím malého množství trhaviny, nepůsobí skalní výchozy cizorodým dojmem.

V současnosti se granodiorit těží ve studovaném území pouze ve třech lomech.

Vedle žulových lomů se těžilo na severním okraji území také v lomech opukových. Produkce většiny opukových lomů však pokrývala pouze soukromou spotřebu. Jediný lom v Příbylově kamenivo vyvážel (Vavřínová 1949) a těžba v tomto lomu přetrvala do současnosti.

7. Materiál a metody

7.1. Transformace krajiny vlivem těžby nerostných surovin a přirozená obnova vegetace těžebních tvarů

CHARAKTER DAT A METODIKA JEJICH SBĚRU

Dosažení prvního stanoveného cíle, tj. zhodnocení rozsahu transformace studovaného území, bylo z metodického hlediska nejjednodušší. Ve studovaném území, vymezeném hranicí dvou mapových listů Základní mapy ČR 1: 10 000 (list 13-44-05 a 13-44-10), bylo provedeno mapování montánních tvarů reliéfu (lomů a výsypek) pomocí GPS přístroje Garmin 75s s přesností $\pm 5\text{m}$. Minimální velikost mapované jednotky byla 10 m^2 . U malých ploch cca do rozlohy 50 m^2 bylo provedeno pouze zaměření pozice středu objektu a rozloha byla zjištěna pomocí pásma. Z nasbíraných dat byly v prostředí GIS vytvořeny polygony granodioritových lomů a výsypek a vypočtena jejich rozloha.

Dosažení druhého stanoveného cíle, tj. identifikace klíčových faktorů ovlivňujících přirozenou obnovu (sukcesi) vegetace, již bylo z metodického hlediska obtížnější. Sukcese vegetace těžebních tvarů může být totiž hodnocena na dvou hierarchických úrovních a to jako mozaika vegetace či soubor druhů charakterizující těžební tvar jako celek (lom či výsypka), nebo jako soubor druhů či mozaika vegetace na typech stanovišť. Vliv některých faktorů se může projevit až na úrovni typů stanovišť a nemusí být průkazný na úrovni těžebních tvarů jako celku. V předkládané práci bylo proto rozhodnuto o studiu sukcese na obou úrovních.

Studium sukcese vegetace na úrovni těžebního tvaru jako celku bylo provedeno pouze u lomů. Lomy jsou narozdíl od výsypek jasně vymežitelnými entitami, pro něž je možné určit například stáří, velikost, zastoupení typů vegetace atd. Naproti tomu u výsypek není vždy zcela zřejmé, kdy byly navrženy a často se prolínají mladší a výrazně starší výsypky.

V jednotlivých vymapovaných lomech bylo provedeno mapování subjektivně vymezených typů vegetace, tzv. fyziotypů. Fyziotypy byly vymezeny podle fyziognomie porostu následovně:

- **stromové porosty** (les)
 - fanerofyty vyššího stromového patra nad 5 m výšky
- **mladé stromové porosty** (mladý les, mla les)
 - fanerofyty keřového a nižšího stromového patra do 5 m výšky
- **keřová vegetace** (keřová veg., ker veg)
 - fanerofyty v keřovém patře tvořeném vlastními keři
- **zapojená bylinná vegetace se solitérními dřevinami** (savanová veg., sav veg)
- **zapojená bylinná vegetace** (bylinná veg., byl veg)
 - bylinná vegetace bez rozlišování životních strategií druhů
- **řídká vegetace iniciálních půd** (veg. inic. půd, ini pud)
- **mokřadní vegetace** (mokřadní veg., mok veg)
 - vegetace podmáčených míst s hygrofity včetně dřevin
- **mecho-kapradinová vegetace nejčastěji vázána na sutě** (suťová veg., sut veg)
 - nejčastěji vegetace s dominancí mechů a kapradin v suti a osypových kuželech, bez keřového či stromového patra
- **antropogenní vegetace** (antropo. plochy, ant veg)
 - sešlapávaná vegetace nebo porosty příležitostně kácené či dosazované
- **plochy bez vegetace**
 - v této kategorii nejsou zahrnuty případné vodní plochy (bez veg)
- **vegetace skalních říms** (veg. skal. říms, ska rims)
 - otevřená společenstva mechů, kapradin, bylin i dřevin
- **vegetace zázeměných svahů a břehové porosty** (breh veg)
 - vegetace na okrajích vodních ploch

* Název v závorce uvádí označení fyziotypu vegetace užitého v grafech, tabulkách a ordinačních diagramech.

Minimální velikost mapovaného fyziotypu byla 16 m². Pouze ve 3 případech nedosahovala rozloha montánního tvaru stanovené minimální velikosti fyziotypu a tyto tvary byly z mapování vegetace vynechány. Kromě plošně rozsáhlých fyziotypů, např. stromových porostů či keřové vegetace, se v některých lomech vytvářejí fyziotypy převážně liniového či prstencového charakteru. Těmito fyziotypy jsou vegetace skalních říms a vegetace zázeměných svahů a břehové porosty. Tyto fyziotypy se vyznačují specifickým druhovým složením, odpovídajícím edafickým podmínkám, a zároveň rozdílnou fyziognomií, a proto byly také tyto plošně malé typy vegetace mapovány jako samostatné jednotky. U těchto typů vegetace byla zaznamenávána délka a průměrná šířka porostu. Minimální délka byla 4 m. Při mapování fyziotypů vegetace v lomech byly vymezeny také vodní plochy.

Mapování fyziotypů vegetace a následná digitalizace vegetačních map lomů v prostředí GIS umožnila stanovit procentuální podíl rozlohy konkrétního fyziotypu vegetace. Podíl rozlohy vegetace v procentech byl stanoven z rozlohy nezatopené části lomu. Mapované liniové fyziotypy v lomech byly také vyjádřeny plošně na základě změřené šířky a délky.

Pro každý lom byly zároveň zaznamenávány charakteristiky popisující lom jako celek, které byly v následujících analýzách využity jako vysvětlující proměnné.

Těmito charakteristikami byly:

- **typ lomu**
 - stěnový (čelní těžba elevace)
 - stěnový hloubený (čelní těžba elevace, ale dno lomu zahloubeno pod úroveň reliéfu)
 - stěnový kaňonovitý (lom je stěnový avšak výrazně úzký a protažený s odlišným mezoklimatem)
 - jámový (zahloubený pod úroveň reliéfu)

- **poloha lomu ve vztahu k reliéfu**
 - vrcholová (lom založen na vrcholu elevace) (vrchol)
 - svahová (lom založen ve svahu) (svahov)
 - úpatní (lom při úpatí elevace) (upatni)
 - planární (lom v plochém reliéfu) (planar)

- **zdroj diaspor v okolí lomů do vzdálenosti 100 m od okraje**
 - les (lom v lese) (les)
 - agrární bezlesí (lom v agrárním bezlesí) (agb)
 - antropogenní plochy (lom v sídle či obklopen rozsáhlými těžebními tvary) (ant okol)
 - les / agrární bezlesí (lom na okraji lesa a agrárního bezlesí) (lab)
 - les / antropogenní plochy (lom na okraji lesa a antropogenních ploch) (lan)

- **dodatečné ovlivnění lomu jako celku**
 - bez ovlivnění (bez)
 - skládkování (skl)
 - rekreace (některé lomy jsou hojně využívány ke koupání či trampingu) (rek)
 - antropogenní zásahy na vegetaci (vegetace se nevyvíjí zcela spontánně, dřeviny vzrostlého stromového patra jsou káceny) (ant vliv)

- **velikost lomu** (vypočtena v GIS)

- **stáří lomu** (počet let od uzavření lomu, dle Soupisu lomů a materiálů regionálního muzea Skuteč)

- **míra zatopenosti lomu** (zatopená část lomu v procentech vypočtena v GIS)

Studium sukcese vegetace na typech stanovišť již probíhalo nejen v lomech, ale také na výsypkách. Vymapované těžební tvary byly rozčleněny na následující typy stanovišť:

1. **skalní stěny příkré málo členité**
2. **skalní stěny méně příkré nebo členitější se skalními římsami**
3. **zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží**
4. **výsypky kamenité** (velikost lomového kamene do 0,125 m³ (50*50*50 cm), primárně s minimálním podílem jemnozeme)
5. **výsypky blokové** (kamenné bloky nad 0,125 m³, primárně s minimálním podílem jemnozeme)
6. **výsypky rumištní** (výsypka se stavební sutí či alochtonní zeminou)
7. **výsypky se skrývkou** (kamenité výsypky s autochtonní zeminou)
8. **etáže zazeměné, dna lomů zazaměná** (plochy s akumulovaným opadem a vytvořeným humusovým horizontem)
9. **etáže písčité**
10. **etáže kamenité a skalnaté**
11. **dna lomů s kumulacemi kamenů** (odpovídá kamenité výsypce)
12. **osypy pod lomovými stěnami**
13. **plochy s aktivní těžbou**
14. **ostatní – periodické tůně, mokřady**

Minimální rozloha stanoviště byla 16 m². Minimální délka stanoviště liniového, prstencového či vertikálního charakteru (tj. stanovišť 1, 2, 3) byla stanovena na 4 m. Na každém stanovišti byl určen fyziotyp vegetace (viz. mapování v lomech), případně bylo stanoviště rozděleno na několik fyziotypů, ale minimální rozloha fyziotypu 16 m², stejně jako minimální velikost stanoviště, musela být zachována. Pro jednotlivé typy stanovišť, rozčleněné podle fyziotypu, byla odhadnuta pokryvnost vegetačních pater pomocí pětičlenné Braun – Blanquetovy stupnice pokryvnosti (pokryvnost do 5 %, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 %, >75 %) (Moravec 1994 cit. Braun-Blanquet 1928). Pro jednotlivá vegetační patra, kromě mechového, v daném fyziotypu na konkrétním stanovišti byly současně zaznamenány dominantní a subdominantní druhy rostlin*. Dominantní druhy byly definovány jako druhy, jejichž pokryvnost v daném vegetačním patře dosahovala více jak 25 % z celkové pokryvnosti daného vegetačního patra. Druhy subdominantní byly druhy, jejichž pokryvnost dosahovala méně než 25 % z celkové pokryvnosti daného vegetačního patra, přičemž u bylinného patra byly zaznamenávány pouze druhy s pokryvností nad 5 % z celkové pokryvnosti tohoto patra. Rozdělením druhů pouze na dominanty a subdominanty a vztažením jejich pokryvnosti ke konkrétní pokryvnosti daného vegetačního patra byla snížena váha druhům s velkou pokryvností.

Pro každé stanoviště s konkrétním fyziotypem bylo zaznamenáno případné dodatečné ovlivnění. Dodatečné ovlivnění stanoviště spoluurčuje druhové složení vegetace.

- **dodatečné ovlivnění stanoviště**

- ◆ bez ovlivnění (bez)
- ◆ skládkování (skl)
- ◆ rekreace (některé lomy jsou hojně využívány ke koupání či trampingu) (rek)
- ◆ antropogenní zásahy na vegetaci (vegetace se nevyvíjí spontánně, probíhá kácení vzrostlého stromového patra) (ant vliv)

Výsledné mapy typů stanovišť byly oskenovány, georeferencovány a zvektorizovány.

* Aln glu3 pak v diagramech značí olši ve stromovém patře a Aln glu2 v patře keřovém. Není-li u druhu žádný číselný index, znamená to, že se druh nalézá v bylinném patře. Podrobné kódování dřevin bylo provedeno s cílem zjistit, které druhy dřevin zmlazují v nižších patrech a nahrazují druhy stromového patra. Druhy jsou v textu pojímány obecněji a toto označení zahrnuje jak druhy sensu stricto tak jejich ageráty. Pro srozumitelnější popis výsledků je tohoto označení použito obecně také pro rostliny s kódem vegetačního patra. Názvy taxonů jsou uváděny podle Kubát et al. (2002).

ANALÝZA DAT A TESTOVANÉ HYPOTÉZY

7.1.1. Transformace reliéfu a krajinného pokryvu těžbou nerostných surovin

Z terénních dat byla v prostředí GIS vypočtena rozloha montánních tvarů reliéfu. Na základě historických a aktuálních mapových podkladů byly provedeny prostorové analýzy s cílem identifikovat, kde byly lomy zakládány a zda těžbou došlo ke změně krajinného pokryvu. Analýza prostorových dat byla prováděna v prostředí ArcGIS 9.1 a 9.2.

Dílčím cílem bylo také zjistit u lomů vzájemnou korelaci zaznamenávaných faktorů. Tyto korelace byly vyjádřeny ordinačním diagramem, vytvořeným v programu CanoDraw, podle výsledků analýzy hlavních komponent (PCA). PCA byla provedena v programu CANOCO verze 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003).

7.1.2. Mozaika fyziotypů v lomech

Mapování fyziotypů vegetace a následná digitalizace vegetačních map lomů v prostředí GIS umožnila stanovit procentuální podíl rozlohy konkrétního fyziotypu vegetace. Podíl rozlohy vegetace v procentech byl stanoven z rozlohy nezatopené části lomu.

Testována byla:

- o závislost vytvořené mozaiky fyziotypů vegetace na typu lomu, poloze lomu ve vztahu k reliéfu, zdroji diaspor v okolí, dodatečném ovlivnění lomu, velikosti lomu, stáří lomu a míře zatopenosti lomu

K testování vlivu proměnných prostředí byl použit Monte Carlo permutační test.

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod: trendu zbavené korespondenční analýzy (DCA – Detrended Correspondence Analysis) a kanonické korespondenční analýzy CCA (Canonical Correspondence Analysis) v programu CANOCO verze 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003). Data nebyla transformována. Tyto metody mnohorozměrné statistické analýzy (DCA, CCA) předpokládají, že je odpověď závislých proměnných na gradienty vyjadřované nezávislými proměnnými unimodální, tzn. závislé proměnné mají na gradientu své optimum. K posouzení, zda je odpověď závislých proměnných unimodální, slouží v nepřímé DCA ordinaci spočtená délka gradientu závislých proměnných (ter Braak & Šmilauer 1998). Pokud je délka spočteného gradientu větší než 3, použití unimodálních metod je vhodnější než použití lineárních metod (Lepš & Šmilauer 2000). Lineární metody mnohorozměrné analýzy (analýza hlavních komponent - PCA, redundanční analýza - RDA) předpokládají, že je odpověď závislých proměnných na gradienty vyjadřované nezávislými proměnnými lineární, tzn. s rostoucí hodnotou nezávislé proměnné lineárně roste hodnota závislé proměnné.

Délka gradientu vypočítaná v nepřímé DCA ordinaci z dat o zastoupení fyziotypů v lomech byla 3,87, což indikuje unimodální odpověď závislých proměnných. Z analýzy byly vyloučeny lomy

zcela bez vegetace nebo lomy bez spontánního vývoje vegetace, tzn. lomy v soukromém vlastnictví s rekreačním objektem, kde není druhové složení výsledkem spontánní sukcese. Do analýzy vstupovalo 106 lomů, které se nelišily geologickým substrátem, ale pouze odlišnými hodnotami proměnných charakterizujících lom jako celek.

7.1.3. Soubor druhů v lomech

Mapování fyziotypů vegetace také na úrovni typů stanovišť a záznam dominantních a subdominantních druhů v jednotlivých vegetačních patrech umožnily stanovit druhové složení lomu jako celku. Dominantní a subdominantní druhy na typech stanovišť v jednotlivých fyziotypech byly váženy rozlohou typů stanovišť. Tímto způsobem bylo možné zjistit, které druhy jsou na úrovni celého lomu dominantní a které subdominantní. Lom jako celek bylo tedy možné charakterizovat nejen mozaikou fyziotypů, ale také souborem druhů.

Testována byla:

- závislost druhového složení lomů jako celků na typu lomu, poloze lomu ve vztahu k reliéfu, zdroji diaspor v okolí, dodatečném ovlivnění lomu, velikosti lomu, stáří lomu a míře zatopenosti lomu

K testování vlivu proměnných prostředí byl použit Monte Carlo permutační test.

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO verze 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003) a nebyla transformována. Na základě délky gradientu vypočítaného v nepřímé DCA ordinaci (o použití metod viz. předchozí podkapitola 7.1.2) bylo rozhodnuto o použití unimodálních metod mnohorozměrné statistické analýzy. Délka gradientu byla 4,80. Z analýzy byly opět vynechány lomy zcela bez vegetace a lomy bez spontánního vývoje vegetace, tzn. lomy v soukromém vlastnictví s rekreačním objektem, kde není druhové složení výsledkem spontánní sukcese. Do analýzy vstupovalo 106 lomů.

7.1.4. Těžební tvary jako mozaika stanovišť

Druhou hierarchickou úrovní studia sukcese vegetace montánních tvarů byla úroveň jednotlivých stanovišť, jejich druhového složení a pokryvnosti vegetačních pater, jak v lomech tak na výsypkách.

Testována byla:

- závislost druhového složení na typech stanovišť a dodatečném ovlivnění stanoviště
- závislost pokryvnosti vegetačních pater na typu stanoviště

K testování vlivu proměnných prostředí byl použit Monte Carlo permutační test.

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO verze 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003) a nebyla transformována. Délka gradientu, vypočítaná v nepřímé DCA ordinaci závislých proměnných, přesahující hodnotu 6 (6,15) opět podporuje použití unimodálních metod mnohorozměrné statistické analýzy (ter Braak & Šmilauer 1998). Z analýzy byly vyloučeny plochy zcela bez vegetace nebo plochy v lomech bez spontánního vývoje vegetace, tzn. v lomech v soukromém vlastnictví s rekreačním objektem, kde není druhové složení výsledkem spontánní sukcese.

Provedena byla také přímá ordinace druhů a pokryvností vegetačních pater a přímá ordinace druhů a subjektivně vymezených fyziotypů.

7.2. Rychlost přirozené obnovy vegetace montánních tvarů reliéfu zjišťovaná pomocí analýzy leteckých snímků.

K dosažení třetího cíle, tedy zjištění rychlosti sukcese vegetace montánních tvarů reliéfu, bylo využito analýzy panchromatických leteckých měřických snímků pořízených Vojenskou kartografickou službou v Dobrušce. Snahou bylo získat pro studované území snímky v co možná nejpravidelnějších intervalech s co nejmenším časovým odstupem mezi jednotlivými snímkováními. Použity byly snímky z let 1950, 1956, 1965, 1966, 1968, 1975, 1976, 1978, 1980, 1984, 1986, 1990, 1992 a 2002. Snímky, které by umožnily podrobněji rozčlenit časový interval 1950-1956, 1956-1965 či 1992-2002 nebyly v těchto letech ve studovaném území snímkovány.

Letecké snímky byly orthorektifikovány v prostředí PCI Geomatica 9.1 s využitím modulu OrthoEngine. Digitální model reliéfu, nezbytný pro ortorektifikaci, byl vytvořen z vrstevnic databáze ZABAGED. Souřadnice kontrolních bodů, tzv. ground control points, byly odečítány z ortofotomapy s rozlišením 0,5 m dostupné na mapovém serveru Cenie. Vytvořené ortofotosnímky s rozlišením 0,5 m byly dále analyzovány a upravovány s využitím nadstavby Leica Image Analyst pro ArcGIS 9.2. Vzhledem k tomu, že je sukcese vegetace iniciována již v aktivních lomech či na aktivních výsypkách (Chuman 2006), nemohla být studována sukcese v celých lomech či na celých výsypkách, ale bylo nezbytné na leteckých snímcích identifikovat plochy s minerálním povrchem. Zároveň musela být na těchto plochách zajištěna následná bezzásahovost, tzn. iniciovaná sukcese vegetace nesměla být následně disturbována. Vlastní analýze proto předcházelo vytvoření pravidelné čtvercové sítě 10x10m v rámci vymapovaných těžebních tvarů. Ze sítě byly vybrány ty čtverce, na kterých probíhal vývoj vegetace od stádia minerálního povrchu kontinuálně bez dodatečných disturbancí (tzn. dosypání výsypky s již probíhající sukcesí, obnova těžby v zarůstajícím lomu apod.). Toto kritérium splňovalo pouze 152 čtverců, z nichž se 55 čtverců nacházelo v lomech a 97 čtverců na výsypkách. Následně byla ve vybraných čtvercích provedena řízená klasifikace (maximum likelihood) snímků s vyrovnaným histogramem. Snímky byly klasifikovány do 4 tříd:

- **plochy beze vegetace (minerální povrch)**
- **plochy s iniciální vegetací (nezapojená bylinná vegetace)**
- **plochy s bylinnou vegetací**
- **plochy s dřevinnou vegetací**

Řízená klasifikace ortofotosnímků z jednotlivých časových řezů byla provedena podle subjektivně vymezených a interpretovaných ploch reprezentujících danou třídu vegetace (tzv. signatura). Jednotlivé klasifikované třídy vegetace byly identifikovány na ortofotosnímku z roku 2002 na základě terénního mapování fyziotypů vegetace z roku 2004. Na starších snímcích pak byly jednotlivé třídy definovány podle principu aktualizmu. Klasifikované rastrové výstupy byly transformovány do vektorové podoby. Plochy jednotlivých tříd vegetace o velikosti 0,25 m² byly zanedbávány. Výstupy řízené klasifikace bylo nutné v místech, kde lomové stěny či stromová vegetace vrhaly v době snímkování stíny, manuálně opravit.

V každém ze 152 čtverců byly zjištěny rozlohy čtyř výše uvedených tříd vegetace v každém časovém řezu, respektive v každém časovém řezu následujícím po stádiu minerálního povrchu. Rozloha tříd vegetace byla vyjádřena v procentech. Zároveň bylo stanoveno stáří sukcese, na konkrétním čtverci vztažené ke konkrétnímu roku snímání, jako počet let od 100% rozlohy stádia minerálního povrchu. Rozloha jednotlivých tříd a sukcesní stáří byly vyjádřeny jak kvantitativně tak kategoriálně. Kategoriální vyjádření stáří a rozlohy jednotlivých kategorií vegetace bylo zvoleno s cílem zjistit, kolik procent rozlohy zaujímají hodnocené kategorie vegetace, pokud sukcese probíhá určitý počet let. Zastoupení hodnocených tříd vegetace v jednotlivých čtvercích bylo rozděleno do kategorií: 0-5 %, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 %, 75-100 %. Sukcesní stáří bylo kategoriálně vyjádřeno následovně: stáří do 2 let, 3-5 let, 6-10 let, 11-15 let, 16-20 let, 21-25 let, 26-30 let, nad 30 let. Kategoriální vyjádření vytváří, ze 4 závislých kvantitativních proměnných a jedné nezávislé kvantitativní proměnné, 20 (tj. 5x4) binárních závislých proměnných a osm binárních nezávislých proměnných.

Testována byla:

- závislost rychlosti 100% zarostení vegetací (tj. počet let, za který dosáhne pokryvnost bylinné a/nebo dřevinné vegetace 100 %) na montánním tvaru (lomů a výsypce)
- závislost kvantitativně vyjádřených rozloh hodnocených tříd vegetace na kvantitativně vyjádřeném sukcesním stáří
- závislost prevalence hodnocených kategorií pokryvnosti jednotlivých tříd vegetace na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stáří

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997 – 2003) a nebyla transformována. Délka gradientu, vypočítaná v nepřímé DCA ordinaci závislých proměnných, s hodnotou menší než 3 podporuje použití lineárních metod mnohorozměrné statistické analýzy (ter Braak & Šmilauer 1998). Výsledky redundančních analýz (RDA) byly vizualizovány formou ordinačních diagramů vytvořených v programu CanoDraw. Pro analýzy dat jednorozměrné povahy bylo využito programu Statistica 6.

7.3. Biodiverzita těžebních tvarů zjišťovaná pomocí transektů

Pro zhodnocení biodiverzity těžebních tvarů v kontextu okolních biotopů byla zvolena metoda transektů. Ve studovaném území bylo vytyčeno 8 transektů o průměrné délce 400 m. Transekty začínaly a končily v těžbou nezasazeném území, tzn. v hospodářském lese nebo na poli, louce atd. Transekty byly zvoleny tak, aby protínaly těžební tvary (lomy, výsypky). Vegetace podél transektu byla kategorizována do subjektivně vymezených jednotek na základě fyziognomie, viz níže (obdobně jako v metodice 7.1). V každém subjektivně vymezeném typu vegetace protnutém transektem byla vymezena reprezentativní plocha, na níž byl proveden soupis druhů cévnatých rostlin. Zároveň byla pro takto vymezenou plochu stanovena pokryvnost vegetačních pater (pomocí odhadové pětičlenné Braun-Blanquetovy stupnice viz. metodika 7.1). Velikost monitorovací plochy byla stanovena na 4x4 m pro plochy na těžebních tvarech, agrární společenstva a křoviny. Pro hospodářský les byla velikost monitorovací plochy stanovena na 50x50 m. Celkem bylo vymezeno 139 monitorovacích ploch.

V rámci těžebních tvarů byly na základě subjektivní klasifikace vegetace dle fyziognomie vymezeny tyto typy vegetace (fyziotypy):

- stromové porosty (les)
- mladé stromové porosty (mladý les)
- keřová vegetace (keřová veg.)
- zapojená bylinná vegetace se solitárními dřevinami (savanová veg.)
- zapojená bylinná vegetace (bylinná veg.)
- řídká bylinná vegetace iniciálních půd (veg. inic. půd)
- mokřadní vegetace (mokřadní veg.)
- mechokapradinová vegetace nejčastěji vázaná na sutě (suťová veg.)
- vegetace skalních říms (veg. skal. říms) (otevřená společenstva bylin a dřevin)
- vegetace opětovně narušovaných míst – sešlapávaná vegetace (antropo. plochy)

Na těžbou nezasazených plochách byly na základě subjektivní klasifikace vegetace dle fyziognomie vymezeny tyto typy vegetace (fyziotypy):

- hospodářský les smíšený (kontrola les)
- hospodářský les smrkový - smrková monokultura (kontrola les_s)
- keřová vegetace na kontrolních plochách (kontrola keř. veg.)
- pole (kontrola pole)
- louka (kontrola louka)
- opuštěná louka - spontánně zarůstající náletovými dřevinami (kontrola louka o.)

*V závorkách jsou uvedeny zkratky používané v grafech a tabulkách.

Data o diverzitě druhů cévnatých rostlin byla analyzována v programu Statistica 6.

Testována byla:

- závislost počtu druhů na subjektivně vymezených fyziotypech
- závislost počtu druhů na krajinné plošce (tj. lom, výsypka a kontrola)
- závislost počtu druhů montánních ploch na pokryvnosti vegetačních pater

7.4. Vývoj půd na těžebních tvarech

Vývoj půd by hodnocen na základě mocnosti půdních horizontů a laboratorně zjištěných chemických a fyzikálních parametrů. Na 132 lokalitách byly zjištěny mocnosti půdních horizontů – organického horizontu O (mocnost opadu) a organominerálního horizontu A (mocnost humusového horizontu). Lokality byly vybrány tak, aby rovnoměrně pokrývaly vymezené fyziotypy vegetace (viz. podkapitola 7.1) (Tab. 5) mimo vegetace zazeměných svahů a břehových porostů. Rozdíly typů stanovišť se stejnými vyvinutými fyziotypy byly zanedbány, neboť nejvýraznější rozdíly typů stanovišť jsou reflektovány fyziotypem vegetace. Vývoj půd přesto nebyl hodnocen na rumištních výsypkách, blokových výsypkách, příkrých a málo členitých skalních stěnách, a zazeměných svazích bez výchozu skalního podloží. Na těchto typech stanovišť je pedogeneze a sukcese vegetace výrazně stanovištěm ovlivněna. Na blokových výsypkách dochází k hromadění opadu mezi bloky a nelze zde mocnosti horizontů stanovit, na příkrých stěnách je pedogeneze výrazně omezena, rumištní výsypky jsou tvořeny alochtonním materiálem a v případě stanoviště nazvaného jako zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží neprobíhá pedogeneze de novo.

Pro porovnání hodnocených parametrů půd na těžebních tvarech s půdami na těžbou nezasažených plochách byly shodné parametry zjištěny rovněž u půd na tzv. kontrolních plochách v okolí těžebních tvarů (Tab. 5).

	mocnost opadu	mocnost humusového horizontu	odběr pro půdní rozbory
antropo. plochy	x	x	
keřová veg.	x	x	x
kontrola keř. veg.	x	x	
kontrola les	x	x	x
kontrola louka	x	x	x
les	x	x	x
mladý les	x	x	x
mokřadní veg.	x	x	
savanová veg.	x	x	x
veg. skal. říms	x	x	
suťová veg.	x	x	
veg. inic. půd	x	x	x
bylinná. veg.	x	x	x
bez vegetace			x

Tab. 5. Přehled fyziotypů, u kterých byla zjišťována mocnost horizontů a u kterých byl odebrán vzorek pro chemické a fyzikální půdní rozbory.

Na 31 lokalitách byly odebrány vzorky také pro chemické a fyzikální rozbory, pouze však ve vybraných nejdůležitějších fyziotypech (Tab. 5) na sukcesních plochách v lomech, vždy z organominerálního A horizontu a B/C horizontu. Vzorky nebyly odebrány ze sukcesních ploch na výsypkách. Pro porovnání chemických a fyzikálních vlastností sukcesních ploch a kontrolních těžbou

neovlivněných ploch byly odebrány vzorky z A a B horizontu také v lese a na louce v okolí lomů. Zjišťované chemické a fyzikální parametry shrnuje tabulka 6. Pro snadnější pochopení výsledků a jejich interpretaci bylo u sukcesních ploch odhadnuto z leteckých snímků sukcesní stáří. Stáří však nebylo použito jako vysvětlující proměnná, mimo jiné proto, že koreluje s fyziotypy vegetace.

chemické parametry
pH (CaCl ₂)
H+ (výměnný vodík mmol+/100g)
T (CEC) (potenciální sorpční kapacita mmol+/100g)
S (nasycení básemi mmol+/100g)
V (stupeň nasycení %)
N (dusík celkový %)
Cox (oxidovatelný uhlík %)
C/N
obsah humusu (Cox*1,724)
fyzikální parametry
zrnitost (<0,002; 0,002-0,01; 0,01-0,05 ; 0,05-0,25; 0,25-2,0)

Tab. 6. Přehled zjišťovaných chemických a fyzikálních půdních vlastností.

Testována byla:

- závislost mocnosti půdních horizontů na fyziotypu vegetace
- závislost mocnosti půdních horizontů na pokryvnosti vegetačních pater
- závislost chemických půdních vlastností na půdním horizontu
- závislost chemických půdních vlastností na fyziotypu vegetace
- závislost chemických půdních vlastností na zrnitosti
- závislost zrnitosti na fyziotypu vegetace

Data jednorozměrné povahy byla analyzována pomocí programu Statistica 6. Chemické a fyzikální parametry byly analyzovány pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003). Délka gradientu, vypočítaná v nepřímé DCA ordinaci závislých proměnných, s hodnotou menší než 3 podporuje použití lineárních metod mnohorozměrné statistické analýzy (ter Braak & Šmilauer 1998). Výsledky analýzy hlavních komponent (PCA) a redundanční analýzy (RDA) byly vizualizovány ordinačními diagramy vytvořenými v programu CanoDraw.

8. Výsledky

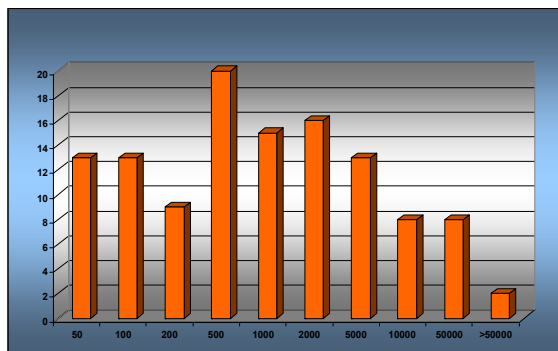
8.1. Transformace krajiny vlivem těžby nerostných surovin a přirozená obnova vegetace těžebních tvarů

8.1.1. Rozsah transformace zájmového území těžbou granodioritu

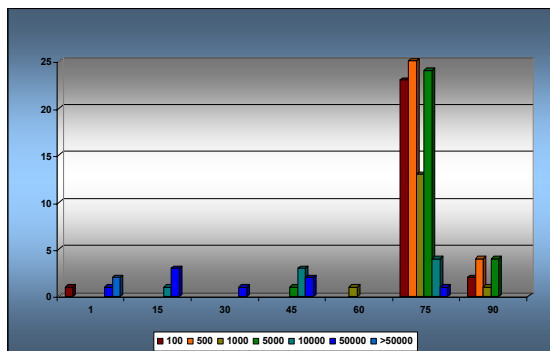
Ve studovaném území bylo nalezeno 117 granodioritových lomů o celkové rozloze 59 ha. Výsypky zaujímají celkem 46 ha. Z grafu znázorňujícího četnost granodioritových lomů podle velikostních kategorií (Obr. 12) je patrné, že většina lomů je spíše menší velikosti. 70 lomů má velikost do 1000 m². Pouze u 47 lomů rozloha přesáhla 1000 m², z čehož 8 lomů má rozlohu 10000 – 50000 m² a 2 lomy jsou dokonce větší než 50000 m². Tyto dva největší lomy jsou stále v provozu. Na obrázku 13 je pak znázorněna četnost lomů podle velikosti a stáří, ze které je patrné, že většina lomů je uzavřena již dlouhou dobu a tyto lomy jsou spíše malé.

Kámen byl ve studovaném území dobýván především jámovým způsobem, neboť v reliéfu se nenacházejí výrazné elevace, které by bylo možné těžit stěnovým způsobem. Četnost lomů podle polohy lomu ve vztahu k reliéfu sice ukazuje (viz. Příloha 2), že je většina lomů založena na svahu, ale svahy zde mají pouze malou sklonitost, což vedlo k zahlubování a jámovému způsobu těžby i u lomů primárně založených jako stěnové. Průměrná sklonitost studovaného území vypočtená na základě modelu reliéfu z dat ZABAGED je 4,1° (std. 4,3). V území ležícím na granodioritu pak dosahuje průměrná sklonitost pouze 3,4° (std. 3,1).

Dalším aspektem, který byl u lomů zaznamenáván, byl ekosystém do vzdálenosti 100 m od okraje lomu. Okolní ekosystém má zásadní vliv na zdroj diaspor dostupných v sukcesi vegetace (Řehounková & Prach 2006, Novák & Konvička 2006). Čistě agrární okolí bylo zaznamenáno u 31 lomů, u 27 lomů v okolí převažoval les a u 28 lomů dominovala v jejich okolí antropogenní činnost, tzn. byly situovány uprostřed obce, obklopeny dalšími lomy nebo rozsáhlými mladšími výsypkami. U zbývajících lomů bylo okolí tvořeno kombinací předchozích variant (Příloha 2).



Obr. 12. Četnost lomů podle velikostních kategorií. Na ose x je uvedena rozloha v m².



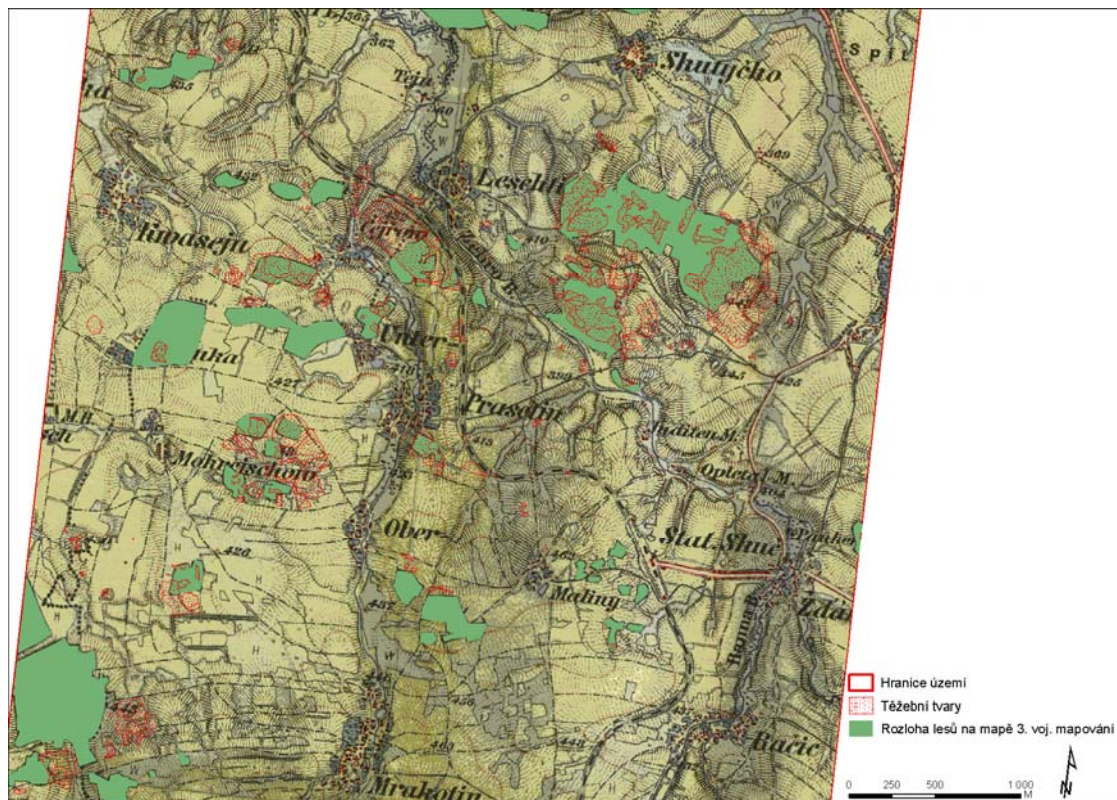
Obr. 13. Četnost lomů podle velikosti a stáří. Na ose x je uvedeno stáří v letech.

Vzájemnou korelaci zjišťovaných proměnných zobrazuje ordinační diagram v příloze 2. Obecně lze říci, že se zdejší jámové lomy vyskytují nejčastěji v agrárním bezlesí a jsou často zatopené. Stěnové lomy jsou nečastěji založeny v úpatní poloze, jsou obklopeny lesem a nejsou zatopené ani dodatečně ovlivněné. Stěnové kařonovité lomy jsou nejčastěji založeny v úpatní poloze na okraji lesa. Mladé, tzn. nedávno uzavřené lomy, jsou zároveň největší a vyznačují se vrcholovou polohou a antropogenním okolím. Staré lomy jsou naopak spíše malé.

Korelace jednotlivých proměnných odpovídá tomu, jakým vývojem na Skutečsku prošel kamenický průmysl. Kámen byl nejprve dobýván ručně, a proto byly lomy malých rozměrů. Lomy byly zakládány na pozemcích nevhodných pro zemědělské využití, proto se řada lomů nachází v lese.

Zakládání prvních lomů v lesích či remízích dokládá také prostorové srovnání rozsahu vymapovaných montánních tvarů a rozsahu lesní půdy zvektorizované z mapy III. vojenského mapování (list Skuteč 4056-3). Většina zmapovaných montánních tvarů leží uvnitř tehdejších lesních pozemků (Obr. 14). První lomy byly zakládány pravděpodobně především tam, kde byl erozí granodiorit obnažen a půda nebyla vhodná k zemědělskému obhospodařování.

I přestože Hájek (1931) klade počátek rozvoje průmyslové těžby granodioritu do roku 1867, je na mapě III. vojenského mapování z roku 1877 zachycen pouze jediný granodioritový lom (Obr. 15-2). Ostatní lomy zachycené na mapě III. vojenského mapování jsou opukové.



Obr. 14. Mapa III. vojenského mapování - list Skuteč 4056-3 se znázorněním rozmístění vymapovaných těžebních tvarů a tehdejší rozlohy lesní půdy.



Obr. 15 (1-4). Mapa III. vojenského mapování - list Skuteč 4056-3 (mapováno 1877) se znázorněním oblastí, kde se již v roce 1867 těžilo. Červená elipsa 15-2 zvýrazňuje granodioritový lom. Ostatní zvýrazněné oblasti jsou lomy opukové.

8.1.2. Transformace krajinného pokryvu

Těžba granodioritu ve svém důsledku vedla ve studovaném území k rozšíření plochy lesa na úkor zemědělské půdy. První lomy byly zakládány v lese, ale později se těžba rozšířila také na zemědělskou půdu. Po ukončení těžby zarostly výsypky, lomy a jejich okolí lesem. Nárůst lesních ploch na úkor zemědělské půdy v důsledku těžby je dobře patrný z porovnání rozsahu lesních ploch zachycených na mapě III. vojenského mapování, lesních ploch na Základní mapě ČR 1:10tis. a rozlohy lesní půdy dle katastrální mapy. Překrytí těchto tří vrstev s vymapovanými těžebními tvary ukazuje, že plocha lesa narostla na úkor zemědělských ploch především v místech těžby (Obr. 16). Podle mapy III. vojenského mapování dosahovala rozloha lesních porostů ve studovaném území 24,4 %. Rozloha lesních porostů podle databáze ZABAGED je o 6 % vyšší. I přesto, že je Základní mapa mapou většího měřítka než mapa III. vojenského mapování, je nárůst ploch zřetelný a tyto plochy nejsou tak malé, aby nemohly být na mapě III. voj. mapování zachyceny.

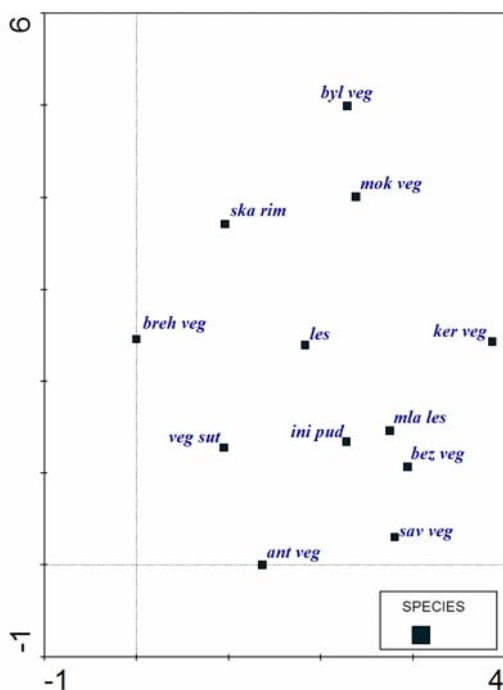


Obr. 16. Mapa těžebních tvarů, rozlohy lesních porostů z databáze ZABAGED a lesní půdy podle katastrální mapy. Lesní porosty mimo lesní půdy se nacházejí především na výsypkách a v okolí lomů.

8.1.3. Faktory ovlivňující podobu mozaiky fyziotypů v lomech

Výsledná mozaika fyziotypů vegetace v lomech je z hodnocených parametrů závislá na míře zatopenosti lomu, stáří lomu, respektive počtu let od ukončení těžby, a zdroji diaspor v okolí lomu.

Vzájemnou korelaci fyziotypů, které se spolu nejčastěji vyskytují, znázorňuje obrázek 17. Na obrázku je zachycen výsledek nepřímé ordinace fyziotypů vegetace v lomech, provedené pomocí trendu zbavené korespondenční analýzy (DCA).

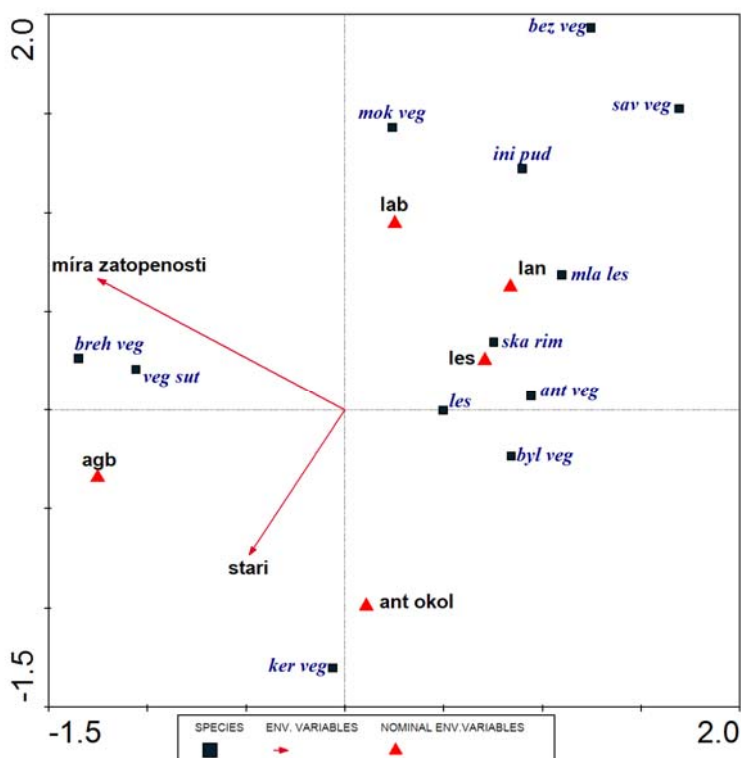


Obr. 17. Ordinance mapovaných fyziotypů vegetace v lomech. Zobrazena je první a druhá ordinační osa (celková variabilita v datech je 5,54; 1. osa vysvětluje 16,6 % variability a 2. osa 9,6 % variability v datech) (les – stromová vegetace, ant veg – vegetace ovlivněna člověkem (sešlapávané plochy), sut veg – mechokapradinová vegetace, ker veg – keřová vegetace, mla les – mladý les, ini pud – vegetace iniciálních půd, byl veg – zapojená bylinná vegetace, mok veg – mokřadní vegetace, sav veg – bylinná vegetace se solitárními dřevinami, breh veg – vegetace zazeměných svahů a břehové porosty)

Hlavní gradient ordinace reprezentovaný první ordinační osou směřuje od břehové vegetace k vegetaci keřové a podle druhé ordinační osy od antropogenní vegetace sešlapávaných míst k zapojené bylinné vegetaci. První ordinační osa v podstatě představuje gradient míry zatopenosti lomu a druhá ordinační osa pravděpodobně odráží stáří lomu, ale gradient druhé osy není zcela jasně interpretovatelný. Umístění stromové vegetace ve středu diagramu můžeme interpretovat jako indiferentní vztah stromové vegetace k ostatním fyziotypům vegetace. Stromová vegetace je přítomna v lomech v jakékoliv mozaice s ostatními fyziotypy.

Průkazné vysvětlující proměnné byly vybrány postupnou selekcí. Při postupné selekci vysvětlujících proměnných byly jako průkazné proměnné, na nichž závisí poměrné zastoupení jednotlivých fyziotypů ve výsledné mozaice, vybrány již výše uvedené: **míra zatopenosti lomu, stáří lomu** (tj. počet let od ukončení těžby) a **zdroj diaspor v okolí lomu**. Těmito vysvětlujícími proměnnými je možné vysvětlit 16 % variability v datech ($P=0,002$) o zastoupení fyziotypů v lomech. Vliv ostatních testovaných proměnných, tj. **velikosti lomu, typu lomu, dodatečného ovlivnění lomu a polohy lomu ve vztahu k reliéfu**, nebyl na hladině významnosti 5 % statisticky průkazný.

Výsledek přímé kanonické korespondenční analýzy (CCA) znázorňuje obrázek 18. S rostoucí mírou zatopenosti podle předpokladu silně koreluje fyziotyp nazvaný jako vegetace zazeměných svahů a břehové porosty. Tento fyziotyp zároveň silněji koreluje s agrárním bezlesím a se stářím lomů. Se stářím lomů silně koreluje také keřová vegetace, která zároveň koreluje s antropogenním okolím lomů, tzn. lomy umístěné v obci či obklopené těžebními tvary mají největší zastoupení tohoto fyziotypu. Se stářím lomů pozitivně koreluje také zapojená bylinná vegetace, což ukazuje, že tento fyziotyp přetrvává v lomech relativně dlouhou dobu a toto stádium není pouze epizodickým stádiem rychle zarůstajícím dřevinami. Lomy se zdrojem diaspor lesních druhů, ať již pouze lesních či v kombinaci s nelesními druhy, jsou charakteristické mozaikovitostí fyziotypů. Mozaikovitost fyziotypů souvisí s tím, že tyto lomy jsou nezatopené či minimálně zatopené a je zde dostatečný prostor pro rozvoj různých fyziotypů. Mozaikovitost fyziotypů je negativně korelována se stářím lomů, tzn. mladé lomy se vyznačují mozaikou různých fyziotypů, ale s rostoucím počtem let od uzavření lomu, se mozaikovitost fyziotypů snižuje. Poloha lesního fyziotypu na gradientu stáří ukazuje, že se nějaký podíl tohoto fyziotypu vyskytuje jak v lomech mladých tak starých, pokud je v okolí přítomen zdroj lesních dřevin, ale zároveň je v lomu dostatečný prostor pro jeho vytvoření.

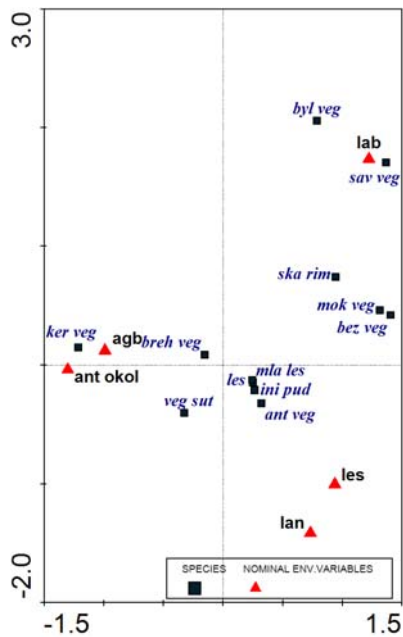


Obr. 18. CCA analýza závislosti procentického zastoupení mapovaných fyziotypů vegetace na průkazných vysvětlujících proměnných. Červený trojúhelník označuje zdroj diaspor v okolí lomu: les (lom v lese), agb – (lom v agrárním bezlesí), ant okol – (lom v sídle či obklopen rozsáhlými těžebními tvary), lab – (lom na rozhraní lesa a agrárního bezlesí), lan – (lom na rozhraní lesa a antropogenních ploch). Červenou šipkou jsou vyjádřeny kvantitativní proměnné prostředí (stáří a míra zatopenosti lomu) (Zobrazena je první a druhá ordinační osa).

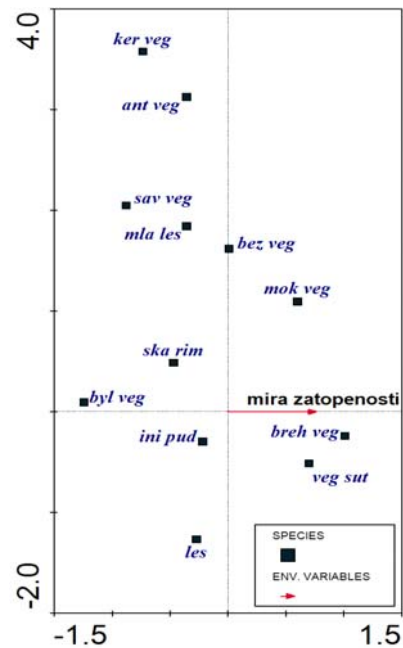
Pro popsání variability procentického zastoupení fyziotypů v lomech, vysvětlitelné jednotlivými vysvětlujícími proměnnými samostatně, byly provedeny parciální analýzy s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Největší část variability v zastoupení fyziotypů vysvětlí zdroj diaspor v okolí lomů, který vysvětlí 6,2 % variability v datech ($P=0,008$). Tuto variabilitu nelze vysvětlit pomocí jiných proměnných. Druhou nejdůležitější zaznamenanou vysvětlující proměnnou je míra zatopenosti lomu, která vysvětlí 5,2 % variability ($P=0,002$). Nejméně variability v zastoupení fyziotypů

překvapivě vysvětlí stáří lomů. Stáří lomu, respektive počet let od jeho uzavření, s použitím ostatních proměnných jako kovariát, vysvětlí pouze 3,7 % variability v datech ($P=0,002$).

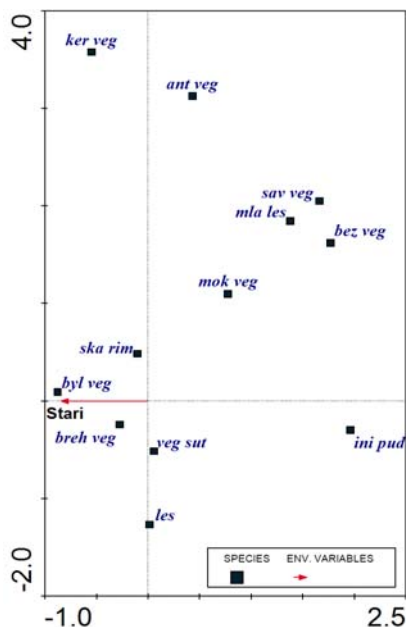
Celková vysvětlená variabilita v zastoupení fyziotypů v lomech je 16 %. Z ní lze tedy 6,2 % vysvětlit čistě vlivem zdroje diaspor v okolí lomů, 5,2 % vysvětlí vliv zatopenosti lomu a pouze 3,7 % vysvětlí stáří. Pouze pro 0,9 % nelze rozhodnout, která ze zaznamenávaných vysvětlujících proměnných prostředí tuto variabilitu vysvětluje. Rozklad variability podle jednotlivých průkazných proměnných prostředí zobrazují ordinační diagramy (Obr. 19-21).



Obr. 19. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na zdroji diaspor s použitím stáří lomu a zatopenosti lomu jako kovariát. Zobrazena je první a druhá ordinační osa.



Obr. 20. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na míře zatopenosti lomu s použitím stáří lomu a zdroje diaspor jako kovariát. Zobrazena je první a druhá ordinační osa.



Obr. 21. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na stáří lomu s použitím zdroje diaspor a míry zatopenosti jako kovariát ($P=0,002$). Zobrazena je první a druhá ordinační osa.

Největší část variability v procentickém zastoupení fyziotypů v lomech lze tedy vysvětlit zdrojem diaspor v okolí lomů (Obr. 19). V ordinačním diagramu zobrazujícím pouze vliv zdroje diaspor představuje první ordinační osa „lesnatost“ okolí lomů. Lomy s antropogenním nebo agrárním okolím se vyznačují největším procentickým zastoupením keřové vegetace. Pozice fyziotypu lesa v blízkosti středu ordinačního diagramu naznačuje, že se tento fyziotyp vyvíjí i v případě, že se les v bezprostřední blízkosti lomu nevyskytuje. Lomy, které mají ve svém okolí jak les tak agrární bezlesí, mají největší zastoupení zapojené bylinné vegetace a zapojené bylinné vegetace se solitérními dřevinami.

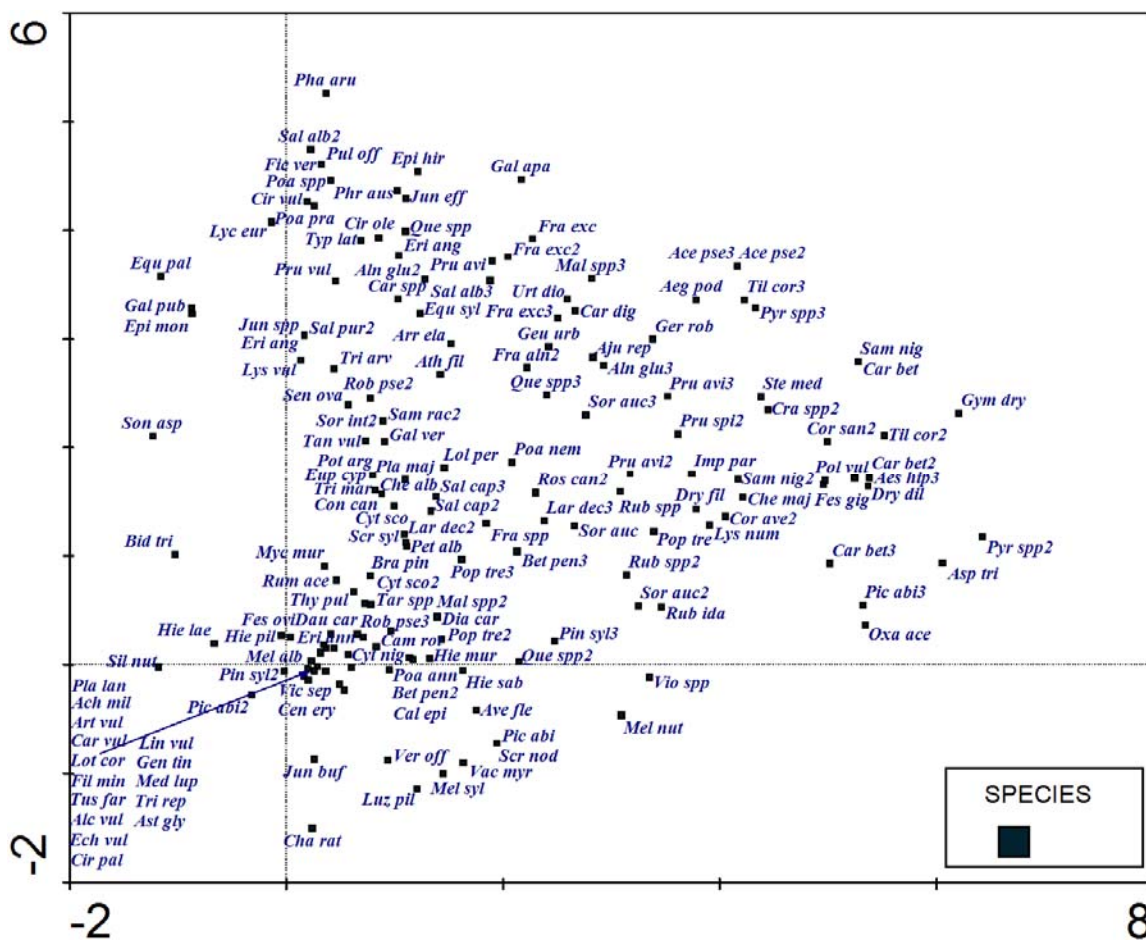
Z ordinačního diagramu závislosti fyziotypů na míře zatopenosti lomu (Obr. 20) je patrné, že s rostoucí mírou zatopenosti lomu podle očekávání nejsilněji koreluje břehová vegetace, případně mechokapradinová vegetace a mokřadní vegetace. Čím větší část lomu je zatopena, tím menší prostor zbývá pro vytvoření mozaiky fyziotypů a vegetace se vyskytuje pouze na březích vodní plochy, případně na skalních římsách, či na osypech a zbytcích neodtěženého kamene. V nezatopených lomech se vytváří větší mozaika fyziotypů.

V ordinačním diagramu závislosti zastoupení fyziotypů na stáří lomu (Obr. 21) lze identifikovat nejsilnější pozitivní korelaci stáří lomu a zapojené bylinné vegetace. Pozitivně se stářím lomu koreluje též keřová vegetace, břehová vegetace a vegetace skalních říms. Tyto fyziotypy se vyskytují až v lomech starších, ale les, který je nejspíše závěrečným stádiem sukcese ve zdejších lomech, je překvapivě na stáří lomu nezávislý, z čehož vyplývá, že se tento fyziotyp vyskytuje jak v lomech uzavřených již dlouhou dobu, tak v lomech uzavřených před několika málo lety. Nejsilnější negativní korelaci se stářím podle předpokladů vykazují plochy bez vegetace a plochy s iniciální vegetací, které postupně zarůstají.

8.1.4. Faktory ovlivňující druhové složení lomů

Druhové složení lomů průkazně závisí shodně jako mozaika fyziotypů na stáří lomu, zdroji diaspor v okolí lomu a míře zatopenosti lomu, ale navíc také na poloze lomu ve vztahu k reliéfu a dodatečném ovlivnění lomu jako celku.

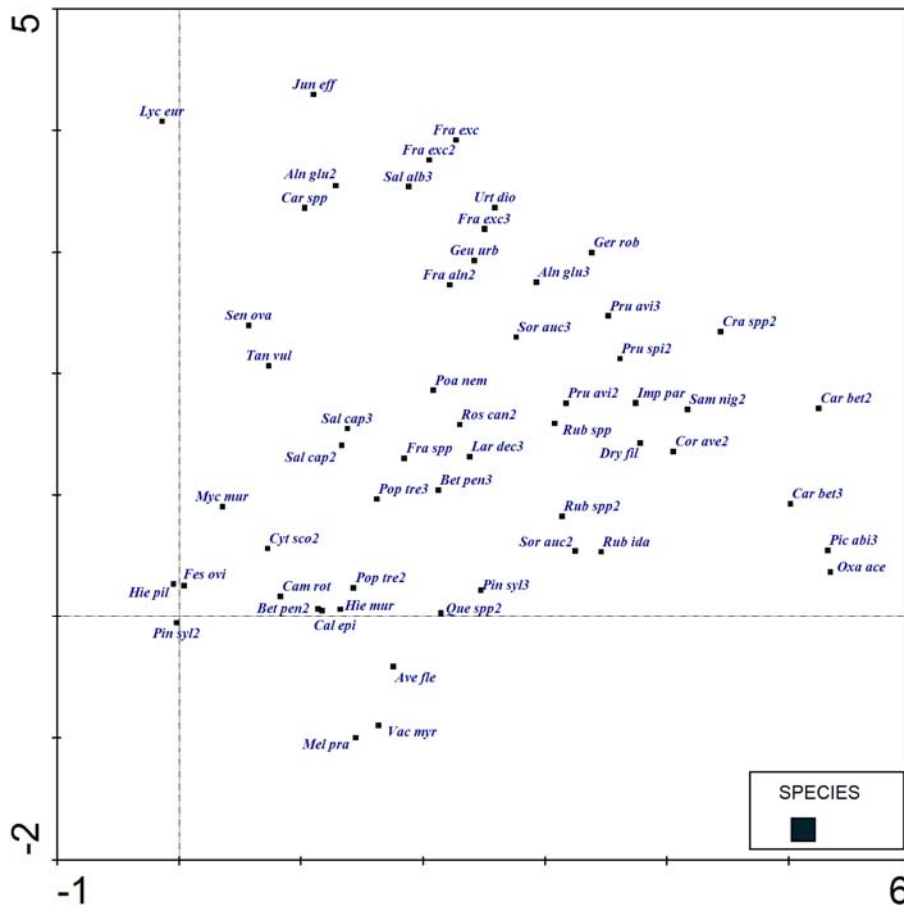
Ve 106 lomech byla pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) testována závislost druhového složení, v širším smyslu, na zjišťovaných vysvětlujících proměnných viz. kapitola 7 metodika. Celkem do ordinace vstupovalo 166 vysvětlovaných proměnných (druhových dat), které ale byly rozlišeny po vegetačních patrech viz. kapitola 7 metodika. Celkem bylo v lomech zaznamenáno 140 druhů sensu stricto a jejich agregátů. Nepřímá ordinace závislých proměnných pomocí trendu zbavené korespondenční analýzy (DCA) je znázorněna na obrázku 22 a 23. V ordinacním diagramu na obrázku 23 jsou na rozdíl od obrázku 22 zobrazeny pouze závislé proměnné, které mají v ordinaci největší váhu.



Obr. 22. DCA ordinace zaznamenaných vysvětlovaných proměnných (druhů v širším smyslu) v lomech. Zobrazena je první a druhá ordinacní osa. 1. osa vysvětluje 5,5 % variability; 2. osa 3,9 %.

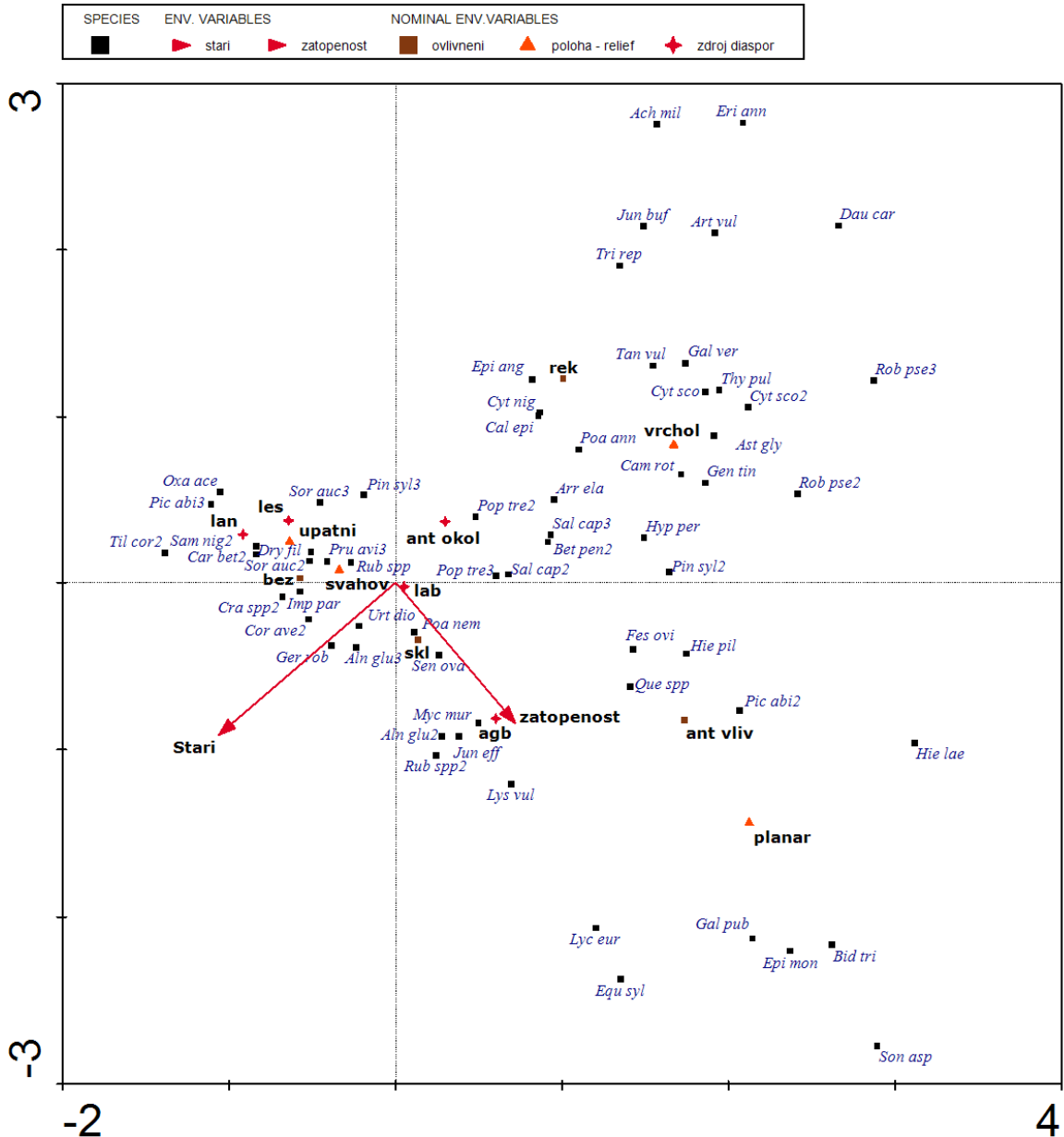
První ordinacní osa představuje hlavní gradient v druhovém složení lomů a vysvětluje 5,5 % z celkové variability. Gradient v datech o druhovém složení lomů postižený první ordinací osou

reprezentuje s největší pravděpodobností stáří probíhající sukcese, jak může být usuzováno z rozmístění jednotlivých druhů v ordinačním prostoru. Vyššího skóre na první ordinační ose dosahují hlavně dřeviny v keřovém či stromovém patře nebo byliny vyvinutějších půd a kapradňorosty. Druhá ordinační osa pak pravděpodobně popisuje vlhkostní gradient, neboť druhy jsou podél ordinační osy uspořádány podle xerofytности.

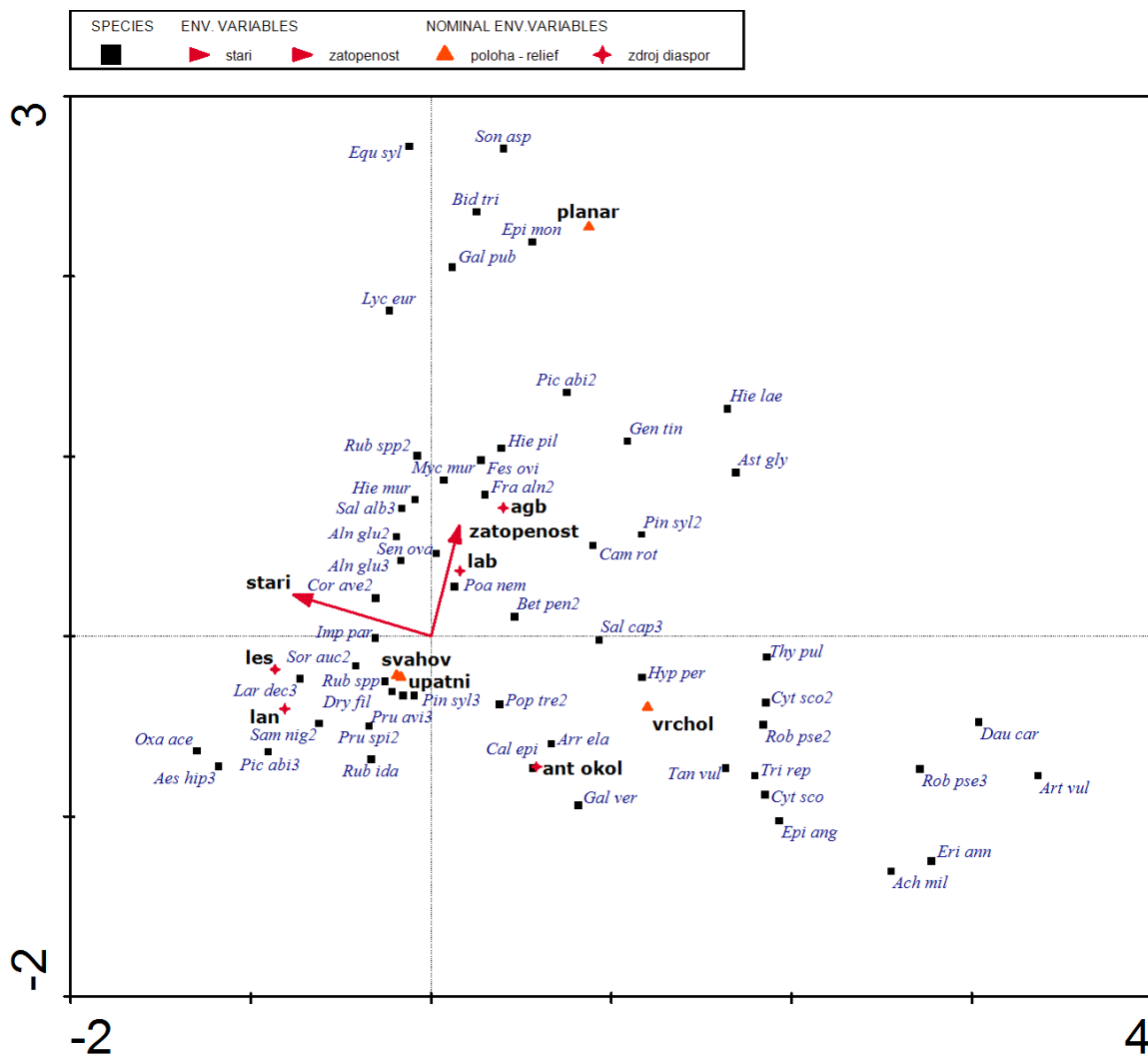


Obr. 23. DCA ordinace zaznamenaných vysvětlovaných proměnných (druhů v širším smyslu) v lomech. Zobrazena je první a druhá ordinační osa. 1. osa vysvětluje 5,5 % variability; 2. osa 3,9 %. V diagramu jsou zobrazeny druhy s váhou nad 5 %.

Při postupné selekci vysvětlujících proměnných a testování jejich vlivu na zastoupení druhů v lomech bylo prokázáno, že zastoupení jednotlivých druhů závisí na již výše uvedeném **stáří lomu, poloze lomu ve vztahu k reliéfu, zdroji diaspor v okolí lomu, míře zatopenosti lomu a dodatečném ovlivnění lomu jako celku** ($P=0,001$) (Obr. 24). Druhy sensu stricto a druhy s kódem příslušného vegetačního patra, které byly zaznamenány pouze v jednom lomu, byly z analýzy vyloučeny. Vysvětlující proměnné, které byly vybrány při postupné selekci, společně vysvětlí 18,6 % variability v zastoupení cévnatých rostlin v lomech. Vliv ostatních testovaných proměnných, tj. **typu lomu a velikosti lomu**, nebyl na hladině významnosti 5 % statisticky průkazný. Pro popsání vlivu ryze přírodních faktorů ovlivňujících druhové složení lomů byl pomocí kovariáty odfiltrován efekt tzv. dodatečného ovlivnění lomu. Zbývající průkazné proměnné, tj. stáří lomu, zdroj diaspor v okolí lomu a míra zatopenosti lomu, pak společně vysvětlí 12,5 % variability v datech ($P=0,001$). Výsledky analýzy znázorňuje obrázek 25.



Obr. 24. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na průkazných vysvětlujících proměnných prostředí ($P=0,001$). Vysvětlující proměnné vysvětlí 18,6 % variability v datech o zastoupení druhů v lomech. Zobrazena je první a druhá ordinační osa. Zobrazeny jsou pouze druhy s váhou nad 1 % a zároveň druhy, které jsou nejlépe charakterizovány použitými vysvětlujícími proměnnými (species fit range > 3 %).



Obr. 25. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na průkazných vysvětlujících proměnných s použitím dodatečného ovlivnění lomu jako kovariáty. Stáří lomu, zdroj diaspor v okolí lomu, míra zatopenosti lomu a poloha lomu ve vztahu k reliéfu pak samostatně vysvětlí 12,5 % variability v zastoupení druhů v lomech ($P=0,001$). Zobrazena je první a druhá ordinační osa. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 5 %.

Uspořádání druhů v ordinačním prostoru ukazuje, které druhy jsou více či méně korelovány s určitou vysvětlující proměnnou. Nápadné je uspořádání druhů xerofilních a heliofilních v pravé části ordinačního diagramu (Obr. 25). Druhy s kladným skóre na první ordinační ose a záporným skóre na druhé ordinační ose se vyskytují nejvíce v lomech s vrcholovou polohou a lomech mladých, respektive lomech, které jsou uzavřeny kratší dobu. V bylinném patře jsou těmito druhy především *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Erigeron annuus*, *Achillea millefolium*, *Thymus pulegioides*, *Cytisus scoparius*, *Trifolium repens*, v keřovém patře je nejčastěji zastoupen *Cytisus scoparius* a ve stromovém patře se hojně vyskytuje *Robinia pseudacacia* spolu se *Salix caprea*.

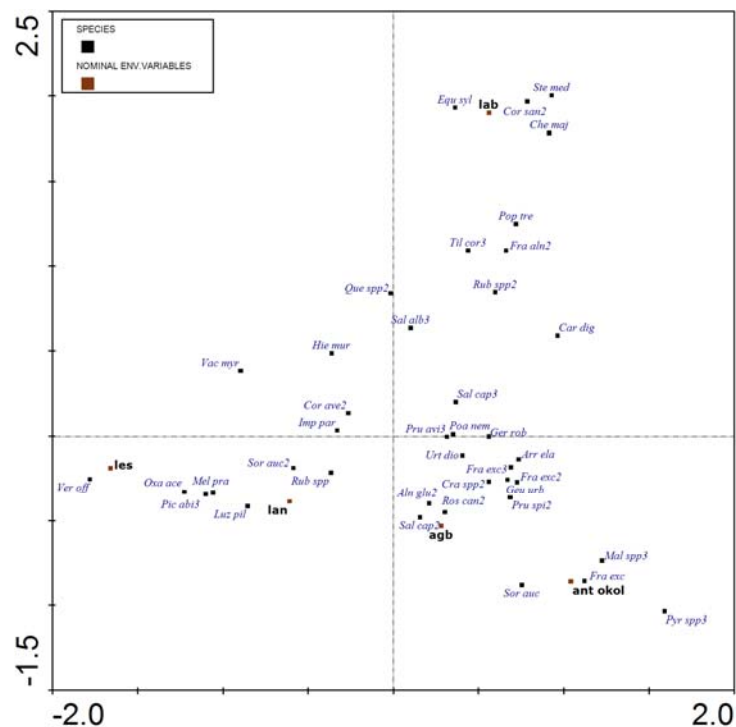
Nápadné je též oddělení druhů s vyššími nároky na půdní vlhkost, které dosahují nejvyššího skóre na druhé ordinační ose. Těmito druhy jsou hlavně *Bidens tripartita*, *Sonchus asper*, *Equisetum sylvaticum* a *Lycopus europaeus*. Zastoupení těchto druhů je největší v zatopených lomech založených v rovině.

V levé části ordinačního diagramu se nacházejí druhy starších lomů. V bylinném patře starých lomů bývají nejvíce zastoupeny například *Oxalis acetosella*, *Dryopteris filix mas*, *Impatiens parviflora*,

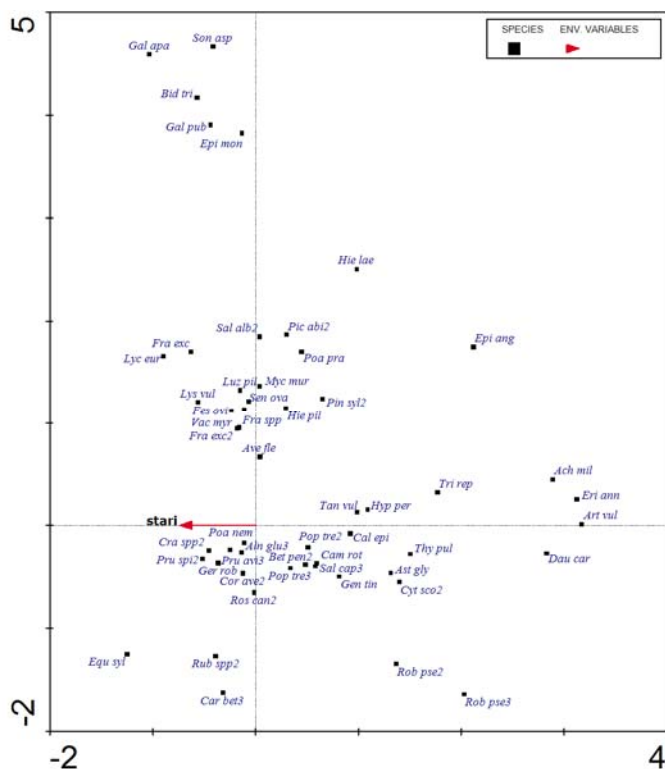
v keřovém patře *Sambucus nigra*, *Corylus avellana* či mladé listnáče *Sorbus aucuparia* a ve stromovém patře *Picea abies*, *Prunus avium*, *Alnus glutinosa*, *Aesculus hippocastanum*, *Sorbus aucuparia*.

Pozice druhů na gradientu stářím lomu dobře ilustruje též vývoj půd. Druhy, které jsou pozitivně korelovány se stářím lomů, jsou druhy, které mají vyšší nároky na zásobu živin v půdě. Naopak druhy, které jsou se stářím lomů korelovány negativně, jsou druhy živinami spíše chudých půd.

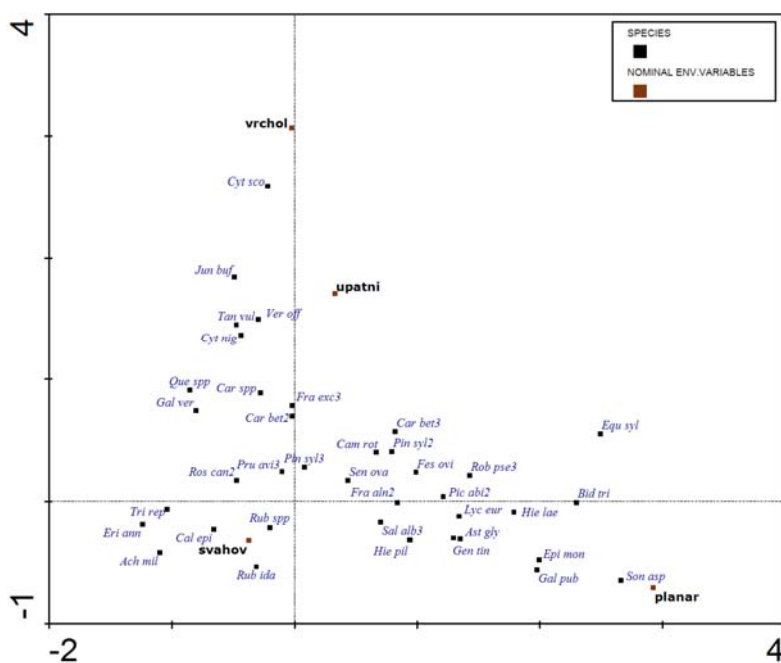
Pro popsání variability v zastoupení druhů v lomech, kterou lze vysvětlit jednotlivými průkaznými vysvětlujícími proměnnými samostatně, byly provedeny parciální analýzy s použitím ostatních průkazných vysvětlujících proměnných jako kovariát. Největší část variability v zastoupení druhů v lomech vysvětluje ze zaznamenávaných proměnných dodatečné ovlivnění lomu. Dodatečné ovlivnění lomu samostatně vysvětlí 4,8 % variability ($P=0,048$), kterou nelze vysvětlit jinou zjišťovanou vysvětlující proměnnou. Zdroj diaspor v okolí lomů samostatně vysvětlí 4,7 % variability ($P=0,003$) a poloha lomu ve vztahu k reliéfu vysvětlí 3,5 % variability ($P=0,029$). Překvapivě málo variability lze vysvětlit stářím lomu. Stářím lomu je zodpovědné pouze za 2,2 % variability v zastoupení druhů v lomech ($P=0,001$). Za nejmenší podíl variability v zastoupení druhů je zodpovědná míra zatopenosti lomu, která po odečtení vlivu ostatních vysvětlujících proměnných vysvětlí pouze 1,3 % variability ($P=0,005$). Výsledky parciálních analýz pak znázorňují ordinační diagramy druhů a proměnných prostředí (Obr. 26-30).



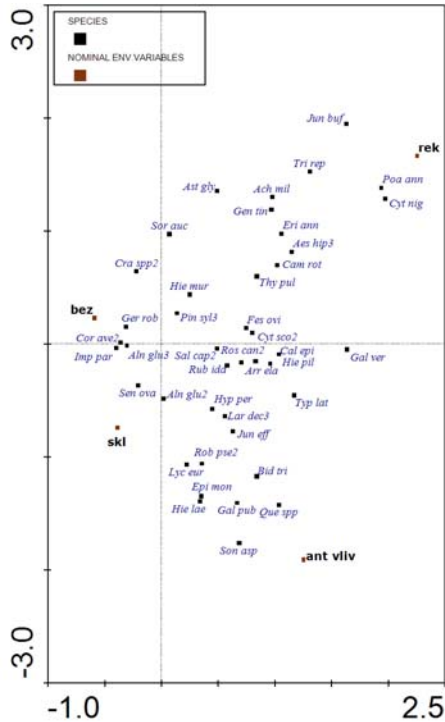
Obr. 26. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na zdroji diaspor v okolí lomů s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 1 % a druhy, které jsou zdrojem diaspor nejlépe charakterizovány (species fit range >3 %).



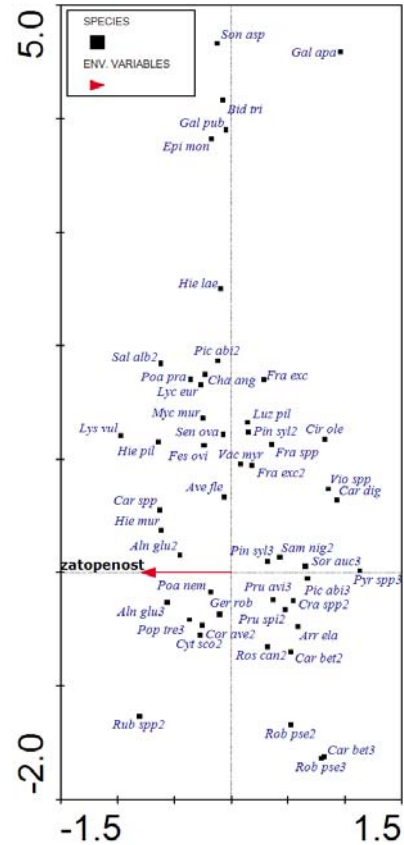
Obr. 27. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na stáří lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 1 % a druhy, které jsou stářím lomů nejlépe charakterizovány (species fit range >3 %).



Obr. 28: CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na poloze lomu ve vztahu k reliéfu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 1 % a druhy, které jsou polohou lomu ve vztahu k reliéfu nejlépe charakterizovány (species fit range >3 %).



Obr. 29. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na dodatečném ovlivnění lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 1 % a druhy, které jsou dodatečným ovlivněním nejlépe charakterizovány (species fit range >3 %).



Obr. 30. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na míře zatopenosti lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát. Zobrazeny jsou druhy s váhou nad 1 % a druhy, které jsou mírou zatopenosti nejlépe charakterizovány (species fit range >3 %).

Největší část variability lze vysvětlit pomocí zdroje diaspor v okolí lomů. Ordinaci druhů a kategoriální vysvětlující proměnné charakterizující zdroj diaspor v okolí zobrazuje obrázek 25. Lomy v agrárním bezlesí jsou druhovým složením nejvíce podobné lomům s antropogenním okolím a lomům na okraji lesa a antropogenních ploch. Lomy v lese jsou více podobné lomům, které mají v okolí kombinaci lesa a antropogenních ploch, než lomům, které mají v okolí kombinaci lesa a agrárního bezlesí. V lomech, které mají ve svém okolí les jako zdroj diaspor, jsou nejvíce zastoupeny lesní druhy například *Veronica officinalis*, *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella*, *Melampyrum pratense*, *Luzula pilosa*. Lomy v agrárním bezlesí se vyznačují přítomností ruderálních druhů (*Urtica dioica*, *Geum urbanum*, *Chelidonium majus*, *Poa nemoralis*). V lomech v agrárním bezlesí a lomech s antropogenním okolím se hojně vyskytuje také *Fraxinus excelsior*. Tento druh je přítomen jak ve stromovém patře, tak zmlazuje v keřovém a bylinném patře a jeho přítomnost lomy agrárního bezlesí a antropogenního okolí odlišuje od ostatních lomů.

Z ordinačního diagramu druhů a stářím lomu (Obr. 27) lze vyčíst, které druhy pozitivně či negativně korelují se stářím lomu. Se stářím lomů pozitivně korelují druhy se záporným skóre na první ordinační ose, zatímco druhy s kladným skóre na první ordinační ose korelují se stářím negativně.

Druhy mladých lomů, například *Erigeron annuus*, *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Robinia pseudacacia*, *Thymus pulegioides*, *Astragalus glycyphyllos*, *Cytisus scoparius* aj., reprezentují druhy otevřených výslunných a suchých stanovišť. Se stářím naopak nejsilněji pozitivně koreluje *Equisetum sylvaticum*, *Galium aparine*, *Lycopus europaeus*, *Typha latifolia*. V bylinném patře ve starých lomech často zmlazuje *Fraxinus excelsior*, což ukazuje již na relativně dobré zásobení živinami. Pozice dřevin stromového patra, např. *Salix caprea*, *Robinia pseudacacia*, *Populus tremula*, vpravo v ordinačním diagramu ukazuje, že tyto druhy kolonizují lomy velice záhy po jejich uzavření či ještě v průběhu těžby. Ve starých lomech bývají nahrazovány druhy náročnějšími na živiny, např. *Prunus avium*, *Carpinus betulus*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*.

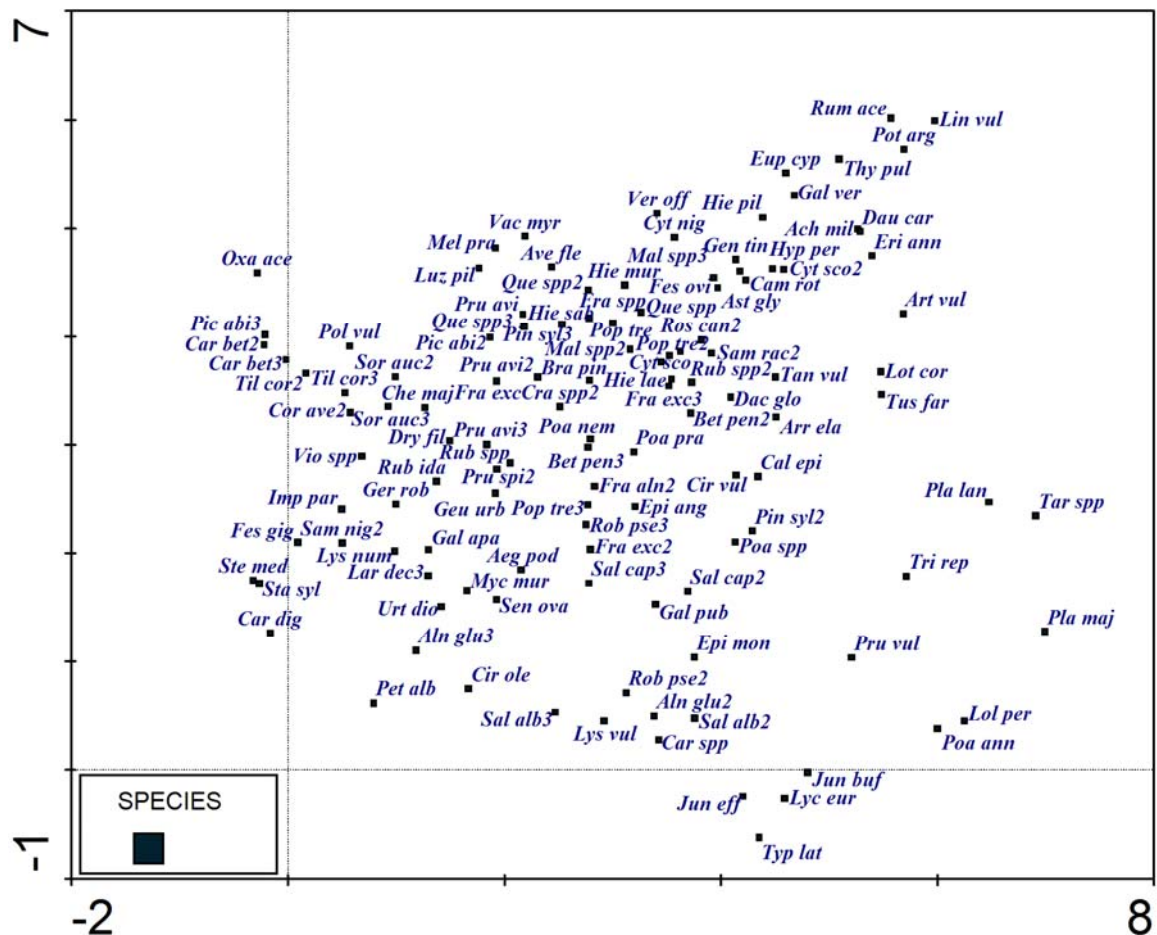
Poloha lomu ve vztahu k reliéfu (Obr. 28) a dodatečné ovlivnění lomu jako celku (Obr. 29) mají na zastoupení druhů v lomech také průkazný vliv, který v případě mozaiky fyziotypů nebyl prokázán. Tento výsledek ukazuje, že ačkoliv se mozaika fyziotypů mezi lomy s rozdílnou hodnotou těchto parametrů neliší, zastoupení druhů v lomech je na těchto faktorech závislé.

Parciální analýzu závislosti zastoupení druhů v lomech na míře zatopenosti lomu znázorňuje obrázek 30. Vliv ostatních průkazných proměnných byl odfiltrován. S rostoucí mírou zatopenosti lomu nejsilněji pozitivně korelují dřeviny tvořící v lomech břehové porosty, například *Alnus glutinosa* a *Salix alba*. V bylinném patře nejsilněji pozitivně korelují se zatopeností *Lysimachia vulgaris*, ale také například *Rubus fruticosus* agg.

8.1.5. Přirozená obnova vegetace na typech stanovišť

Typy stanovišť mají průkazný vliv na zastoupení druhů. Zastoupení druhů je současně závislé na dodatečném ovlivnění stanoviště. Typy stanovišť průkazně ovlivňují také rozvoj vegetačních pater.

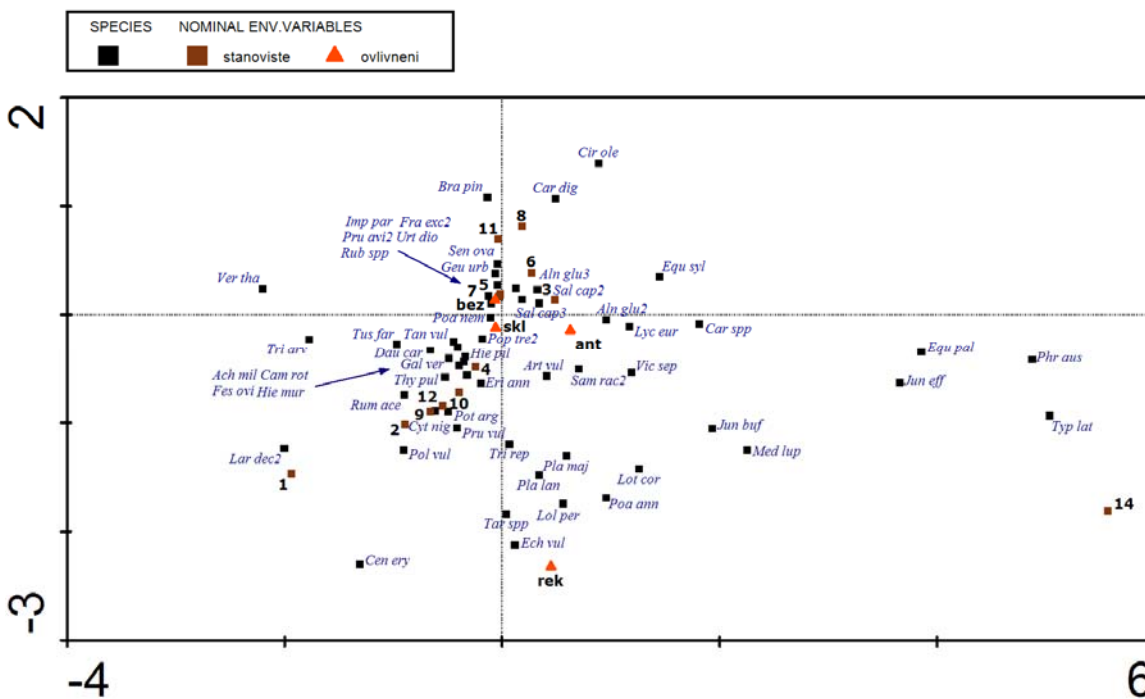
Nepřímou ordinaci druhů, v širším slova smyslu, zaznamenaných na typech stanovišť znázorňuje obrázek 31. Ordinace byla provedena na základě trendu zbavené korespondenční analýzy (DCA). Do ordinace vstupovalo 205 druhů v širším slova smyslu, tj. druhy sensu stricto, jejich agregáty a druhy s kódem vegetačního patra. Z tohoto počtu bylo na typech stanovišť zaznamenáno 170 druhů sensu stricto a jejich agregátů.



Obr. 31. DCA ordinace druhů v širším slova smyslu zaznamenaných na stanovištích. Zobrazena je první a druhá ordinační osa. (sum of all eigenvalues 6,154; 1. osa vysvětluje 3,2 % variability; 2. osa 2,4 %). V diagramu jsou zobrazeny druhy s váhou nad 1 %.

Rozmístění druhů v širším slova smyslu v ordinačním prostoru odráží ekologické gradienty. Gradient reprezentovaný první ordinační osou bychom mohli připsat sukcesnímu stáří a gradient reprezentovaný druhou ordinační osou bychom mohli vyjádřit jako gradient vlhkosti. Tyto proměnné nebyly zjišťovány, a proto nelze tuto hypotézu přímo testovat.

Z hodnocených vysvětlujících (nezávislých) proměnných mají na zastoupení druhů na stanovištích průkazný vliv typ stanoviště a jeho dodatečné ovlivnění ($P=0,002$). Vliv prostorové mezi-lomové a mezi-výsypkové variability byl odfiltrován kovariátou. Z analýzy byly zároveň vyloučeny druhy vzácné, které byly zaznamenány pouze jednou. Prostorová mezi-lomová a mezi-výsypková variabilita vysvětluje 40 % variability v zastoupení druhů na stanovištích. Typ stanoviště a dodatečné ovlivnění společně vysvětlí 4,3 % celkové variability, respektive 7,3 % ze zbývající variability po odečtení prostorové mezi-lomové a mezi-výsypkové variability. Závislost zastoupení druhů na typu stanoviště a dodatečném ovlivnění znázorňuje obrázek 32. Pro popsání variability v zastoupení druhů na stanovištích, vysvětlitelné jednotlivými vysvětlujícími (nezávislými) proměnnými samostatně, byly provedeny parciální analýzy. Druhá průkazná proměnná byla použita jako kovariáta. Zároveň vždy byla odfiltrována prostorová mezi-lomová a mezi-výsypková variabilita. Typ stanoviště samostatně vysvětlí 3,3 % variability v zastoupení druhů ($P=0,002$). Dodatečné ovlivnění je pak samostatně zodpovědné pouze za 1 % variability v zastoupení druhů na stanovištích ($P=0,013$).

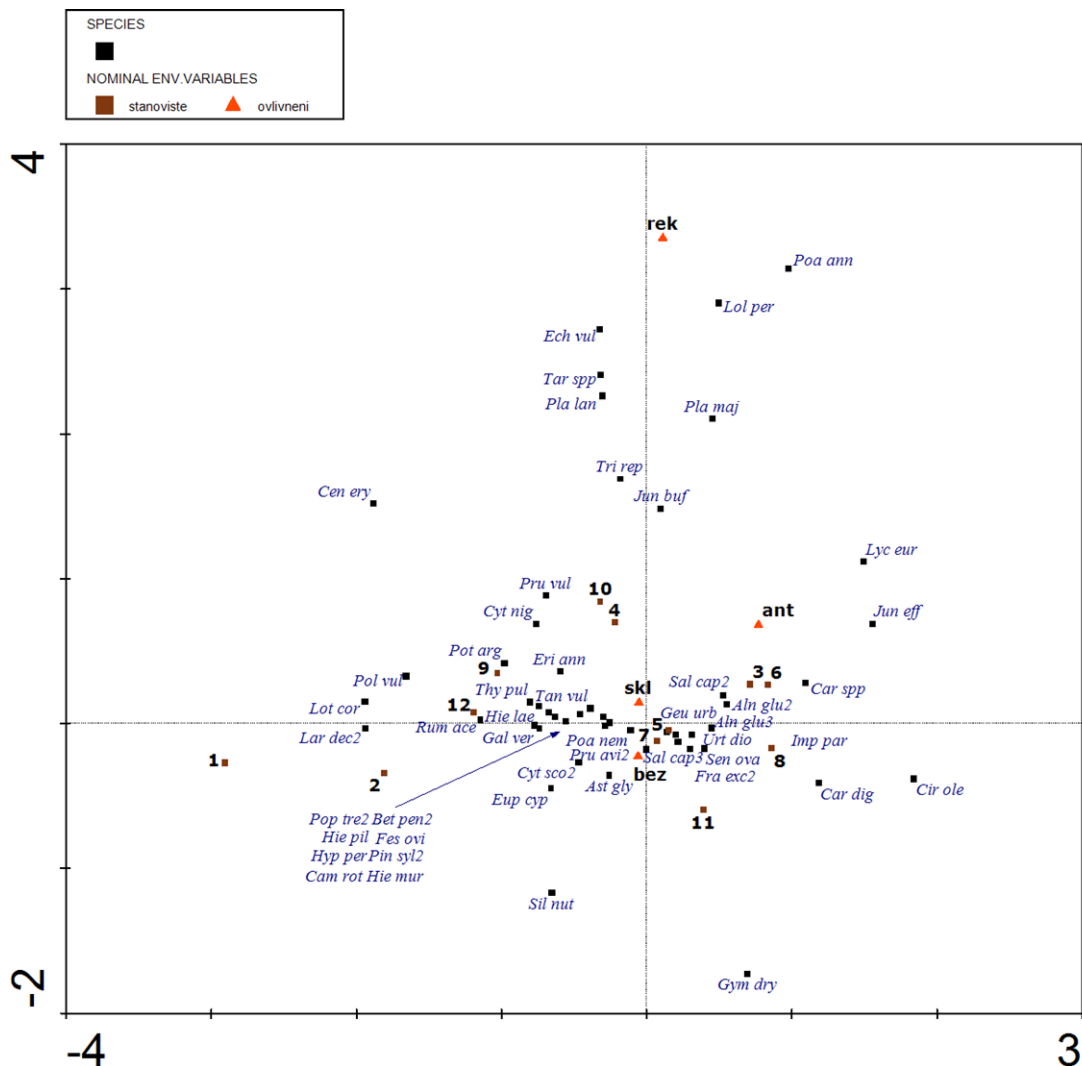


Obr. 32. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typu stanoviště a dodatečném ovlivnění stanoviště. Zobrazena je první a druhá ordinační osa a druhy, které jsou nejlépe charakterizovány vysvětlujícími proměnnými (species fit range 1-100 %). Hnědé čtverce představují typy stanoviště: 1. skalní stěny příkré málo členité, 2. skalní stěny méně příkré nebo členitější se skalními římsami, 3. zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží, 4. výsypky kamenité - velikost lomového kamene do $0,125 \text{ m}^3$ (50^*50^*50 cm), primárně s minimálním podílem jemnozeme, 5. výsypky blokové - kamenné bloky nad $0,125 \text{ m}^3$, primárně s minimálním podílem jemnozeme, 6. výsypky rumištní - výsypka se stavební sutí či alochtonní zeminou, 7. výsypky se skrývkou - kamenité výsypky s autochtonní zeminou, 8. etáže zazeměné, dna lomů zazeměná, 9. etáže písčité, 10. etáže kamenité a skalnaté, 11. dna lomů s kumulací kamenů, 12. osypy pod lomovými stěnami, 14. ostatní - periodické tůně, mokřady. Oranžové trojúhelníky označují dodatečné ovlivnění: bez - bez ovlivnění, skl - skládkování, rek - rekreace, ant - antropogenní zásahy na vegetaci.

Z výsledků kanonické korespondenční analýzy je zřetelná značná odlišnost stanoviště nazvaného jako periodické tůně a mokřady. S tímto typem stanoviště logicky nejsilněji korelují mokřadní druhy rostlin, například *Typha latifolia*, *Juncus effusus*, *Phragmites australis*, *Equisetum palustre*. Druhové složení těchto stanovišť lišících se apriori, navíc s omezeným počtem výskytů

těchto ploch, může výsledky ordinace výrazně ovlivnit. Proto aby bylo možné zjistit, jak se liší druhovým složením nemokřadní typy stanovišť, byla provedena stejná analýza, ale mokřadní plochy byly vynechány. Typ stanoviště spolu s dodatečným ovlivněním pak vysvětlí 3,7 % celkové variability v datech ($P=0,013$), respektive 6,2 % z variability po odečtení prostorové mezi-lomové a mezi-výsypkové variability.

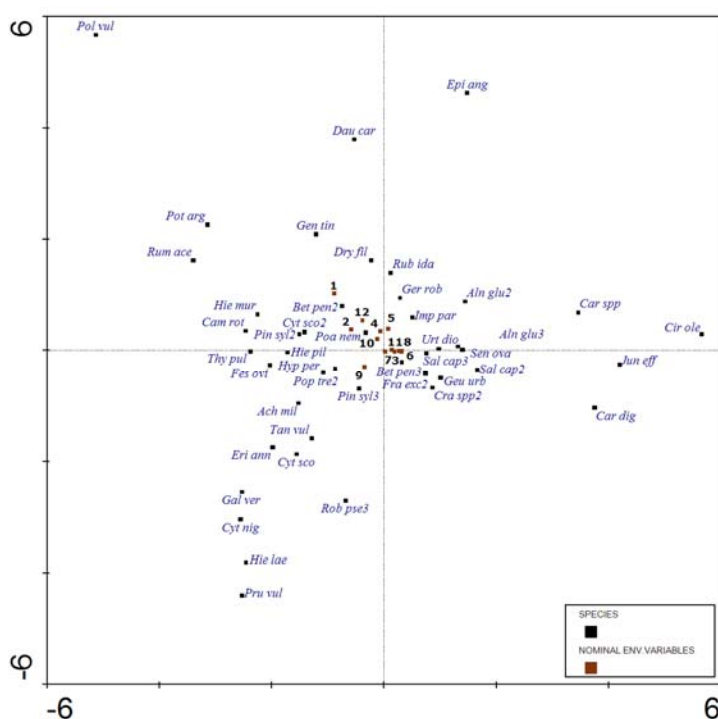
Výsledek kanonické korespondenční analýzy bez stanovišť periodických tůní a mokřadních ploch znázorňuje obrázek 33. Vzájemná pozice druhů a typů stanovišť ukazuje, které druhy jsou nejvíce zastoupeny na daných stanovištích, a z blízkosti typů stanovišť pak lze vyvodit, které typy jsou si druhovým složením více podobné. Rozmístění stanovišť kolem středu ordinačního diagramu ukazuje, že stanoviště často sdílí stejné druhy s ostatními stanovišti.



Obr. 33. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typech stanovišť a jejich dodatečném ovlivnění. Zobrazena je první a druhá ordinační osa a druhy, které jsou nejlépe charakterizovány vysvětlujícími proměnnými (species fit range 1-100 %). Hnědý čtverec označuje typ stanoviště a oranžový trojúhelník dodatečné ovlivnění viz. obr. 32.

Na obrázku 34 je pak zobrazen výsledek parciální analýzy, ve které byl kovariátou odfiltrován vliv dodatečného ovlivnění současně s vlivem prostorové mezi-lomové a mezi-výsypkové variability. Jak již bylo uvedeno výše, typy stanovišť často sdílejí obdobné druhy, a proto jsou v ordinačním

diagramu spíše koncentrovány. Druhovým složením jsou si nejvíce podobné kamenité a skalnaté etáže (10) s kamenitými výsypkami (4); osypy pod lomovými stěnami (12) a skalní stěny méně příkré nebo členitější se skalními římsami (2); výsypky se skrývkou (7), zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží (3), rumištní výsypky (6), etáže zazeměné, dna lomů zazeměná (8) a dna lomů s kumulacemi kamenů (11). Nejvíce se od ostatních typů stanovišť odlišují skalní stěny příkré a málo členité (1) a písčité etáže (9). Blokové výsypky (5) sdílejí obdobné druhy jako kamenité výsypky či etáže, nicméně mají také řadu druhů společných s živinami bohatšími stanovišti.



Obr. 34. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typech stanovišť. Zobrazena je první a druhá ordinační osa a druhy, které jsou nejlépe charakterizovány zvolenými vysvětlujícími proměnnými. (species fit range 1-100 %) a současně druhy s váhou nad 1 %. Hnědý čtverec označuje typ stanoviště: 1. skalní stěny příkré málo členité, 2. skalní stěny méně příkré nebo členitější se skalními římsami, 3. zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží, 4. výsypky kamenité - velikost lomového kamene do 0,125 m³ (50*50*50 cm), primárně s minimálním podílem jemnozeme, 5. výsypky blokové - kamenné bloky nad 0,125 m³, primárně s minimálním podílem jemnozeme, 6. výsypky rumištní - výsypka se stavební sutí či alochtonní zeminou, 7. výsypky se skrývkou - kamenité výsypky s autochtonní zeminou, 8. etáže zazeměné, dna lomů zazeměná, 9. etáže písčité, 10. etáže kamenité a skalnaté, 11. dna lomů s kumulacemi kamenů, 12. osypy pod lomovými stěnami.

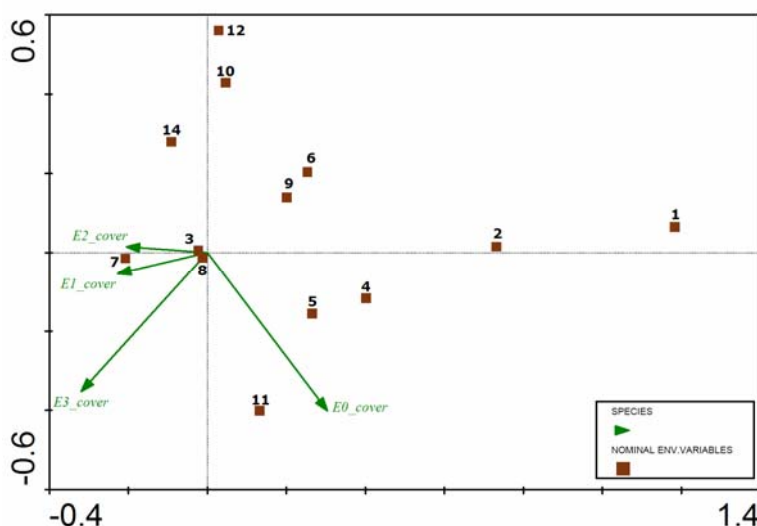
Nejosobitější druhové složení vykazují písčité etáže, které jsou charakteristické přítomností xerofilních a heliofilních druhů, například *Hieracium laevigatum*, *Cytisus nigricans*, *Galium verum*, *Erigeron annuus*, *Cytisus scoparius*, *Robinia pseudacacia*, *Tanacetum vulgare*, *Achillea millefolium*. S tímto typem stanoviště je asociován také *Prunella vulgaris*, který reprezentuje druhy sešlapávaných ploch, na kterých se vyskytuje společně s *Poa annua* či *Plantago major*.

Malou podobnost s ostatními typy stanovišť vykazují skalní stěny příkré a málo členité (1). Tento typ extrémního stanoviště neumožňuje větší rozvoj vegetace cévnatých rostlin. Rostliny přežívají pouze v puklinách v lomové stěně či na malých skalních římsách. Přítomnost druhů nejsilněji

korelovaných s tímto typem stanoviště ukazuje, že v puklinách mohou růst jak byliny tak dřeviny různých ekologických nároků. Na stinných místech v puklinách nalezneme nejčastěji *Polypodium vulgare*, na slunných stěnách pak nejčastěji *Potentilla argentea* či *Rumex acetosella*.

Stanoviště s kladným skóre na první ordinační ose si jsou velmi podobná druhovým složením. Mírně odlišné je pouze stanoviště blokových výsypků, které sdílí část druhů s kamenitými etážemi a současně s kamenitými výsypkami. Druhy sdílené s kamenitými etážemi rostou na povrchu bloků, kde panují obdobné podmínky jako na kamenitých etážích, a druhy náročnější na živiny a vyrovnanější vlhkostní poměry, které jsou společné pro stanoviště se záporným skóre na první ordinační ose, pak nalezneme v prostorech mezi bloky. Mezi bloky dochází k hromadění jemnozeme, její mineralizaci a zároveň nedochází k vysychání.

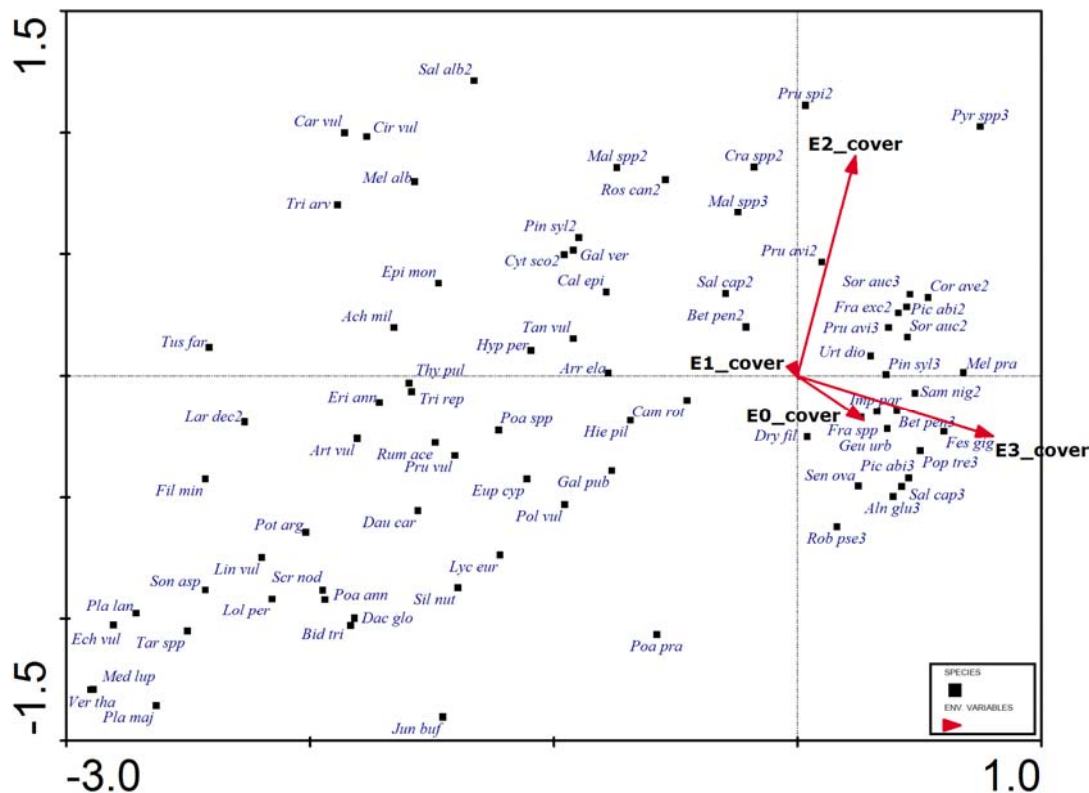
Testování závislosti pokryvnosti vegetačních pater na typu stanoviště podle předpokladů ukázalo průkaznou závislost ($P=0,002$) (Obr. 35). Typem stanoviště lze vysvětlit 12,7 % variability v datech o pokryvnosti vegetačních pater.



Obr. 35. RDA analýza závislosti pokryvnosti vegetačních pater na typu stanoviště. Zobrazena je první a druhá ordinační osa. Hnědý čtverec označuje typ stanoviště: 1. skalní stěny příkré málo členité, 2. skalní stěny méně příkré nebo členitější se skalními římsami, 3. zazeměné svahy bez výchozu skalního podloží, 4. výsypky kamenité, 5. výsypky blokové, 6. výsypky rumištní, 7. výsypky se skrývkou, 8. etáže zazeměné, dna lomů zazeměná, 9. etáže písčité, 10. etáže kamenité a skalnaté, 11. dna lomů s kumulacemi kamenů, 12. osypy pod lomovými stěnami, 14. ostatní – periodické tůně a mokřady. Zelená šipka označuje jednotlivá vegetační patra: E0 – pokryvnost mechového patra, E1 – pokryvnost bylinného patra, E2 – pokryvnost keřového patra, E3 – pokryvnost stromového patra.

Není překvapivé, že mechové patro dosahuje největší pokryvnosti na lomových stěnách, ale pozitivně je pokryvnost mechového patra korelována také s kamenitými a blokovými výsypkami a kumulacemi kamenů na dnech lomů. S pokryvností mechového patra nejsilněji negativně korelují stanoviště periodických tůň a mokřadů, osypy pod lomovými stěnami a kamenité a skalnaté etáže. Bylinné patro nejsilněji pozitivně koreluje s výsypkami se skrývkou a se dny lomů s kumulacemi kamenů. Stromové patro vykazuje nejsilnější pozitivní korelaci se dny lomů s kumulacemi kamenů a s výsypkami se skrývkou. Negativně se stromovým patrem podle předpokladu korelují lomové stěny (1, 2), osypy pod lomovými stěnami, kamenité a skalnaté etáže, periodické tůně a mokřady, ale také písčité etáže či rumištní výsypky. Pokryvnost keřového patra je pozitivně korelována s výsypkami se skrývkou, ale také s osypy pod lomovými stěnami, periodickými tůněmi a mokřady a kamenitými a skalnatými etážemi. Není překvapivé, že pokryvnost keřového patra stejně jako pokryvnost stromového patra nejsilněji negativně koreluje s oběma typy stanovišť na lomových stěnách.

Přímou kanonickou korespondenční analýzu závislosti zastoupení druhů v širším smyslu na pokryvnosti vegetačních pater znázorňuje obrázek 36.



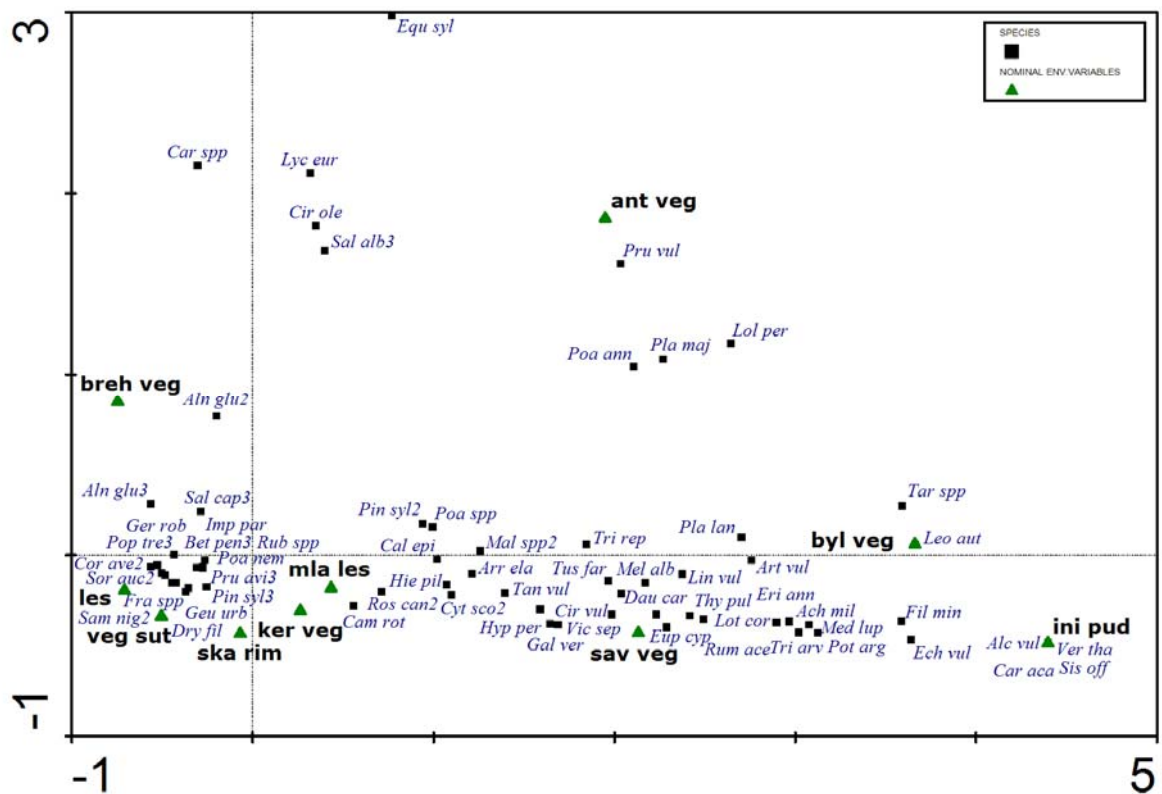
Obr. 36. CCA analýza druhového složení a pokryvnosti vegetačních pater. Zobrazena je první a druhá ordinační osa a druhy, které jsou nejlépe charakterizovány pokryvnostmi vegetačních pater. E0_cover – pokryvnost mechového patra, E1_cover – pokryvnost bylinného patra, E2_cover – pokryvnost keřového patra, E3_cover – pokryvnost stromového patra.

Analýza byla provedena pro znázornění vzájemných korelací druhů s pokryvnostmi vegetačních pater. Závislost nebyla testována, protože nulová hypotéza je a priori v rozporu. Ordinační diagram (Obr. 36) přesto lze konstruovat pro vyjádření více či méně silné pozitivní nebo negativní korelace zastoupení druhů s pokryvností vegetačních pater.

Druhy otevřených stanovišť bez vytvořeného keřového a stromového patra dosahují záporného skóre na první a druhé ordinační ose. Těmito druhy jsou například: *Verbascum thapsus*, *Plantago major*, *Echium vulgare*, *Medicago lupulina*, *Euphorbia cyparissias*, *Filago minima*, *Potentilla argentea* aj. Druhy se záporným skóre na první ordinační ose a kladným skóre na druhé ordinační ose jsou druhy nejvíce zastoupené na stanovištích, které mají vytvořeno keřové patro s různou pokryvností, ale patro stromové na těchto stanovištích chybí. Z druhů nejvíce zastoupených na těchto plochách, vyskytujících se v keřovém patře, to jsou například *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Salix alba*, *Salix caprea*, *Prunus avium*, *Rosa canina*, *Crataegus sp.*, *Prunus spinosa*, *Cytisus scoparius*. V bylinném patře jsou nejvíce zastoupeny *Galium verum*, *Calamagrostis epigejos*, *Melilotus albus*, *Carlina vulgaris*, *Cirsium vulgare*. Kladného skóre na první ordinační ose dosahují druhy nejvíce zastoupené na plochách s vytvořeným stromovým patrem. Skóre dosažené na druhé ordinační ose rozděluje tyto druhy na druhy ploch se stromovým a zároveň keřovým patrem a na druhy se

stromovým patrem bez výrazného keřového patra, kde se vytváří patro mechové. Mezi druhy nejvíce zastoupené na plochách s vytvořeným stromovým patrem, ale bez vytvořeného keřového patra, patří ve stromovém patře například *Alnus glutinosa*, *Salix caprea*, *Picea abies* a *Populus tremula*. V bylinném patře to jsou například *Impatiens parviflora*, *Festuca gigantea*, *Senecio ovatus* či *Dryopteris filix-mas*. Na plochách s vytvořeným stromovým a zároveň keřovým patrem jsou nejvíce zastoupeny druhy s vyššími nároky na zásobu živin například *Corylus avellana*, *Picea abies*, *Fraxinus excelsior* či *Sambucus nigra*.

Pro popsání zastoupení druhů v subjektivně vymezených fyziotypech byla pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) provedena přímá analýza závislosti zastoupení druhů na fyziotypech. Testování této závislosti nebylo opět provedeno, protože nulová hypotéza je stejně jako u závislosti zastoupení druhů na pokryvnosti vegetačních pater a priori v rozporu. Výsledek analýzy znázorňuje obrázek 37. Zobrazeny jsou pouze nemokřadní biotopy. S mokřadním fyziotypem byly podle očekávání nejsilněji korelovány mokřadní druhy rostlin, například *Eriophorum angustifolium*, *Juncus sp.*, *Alisma plantago-aquatica*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Juncus bufonius*, *Jun effusus*, *Equisetum palustre*.



Obr. 37. CCA analýza druhového složení a fyziotypů vegetace. Zobrazena je první a druhá ordinační osa a druhy, které jsou nejlépe charakterizovány fyziotypy. Zelený trojúhelník označuje subjektivně vymezené fyziotypy: les – stromová vegetace, ant veg – vegetace ovlivněná člověkem (sešlapávané plochy), sut veg – mechokapradinová vegetace, ker veg – keřová vegetace, mla les – mladý les, ini pud – vegetace iniciálních půd, byl veg – zapojená bylinná vegetace, sav veg – bylinná vegetace se dřevinami, breh veg – vegetace zázemných svahů a břehové porosty.

Kromě mokřadní vegetace jsou nejvíce odlišnými fyziotypy antropogenní vegetace, řídká vegetace iniciálních půd, zapojená bylinná vegetace, zapojená bylinná vegetace se solitárními

dřevinami a vegetace zázeměných svahů a břehové porosty. Antropogenní vegetace se vyskytuje na sešlapávaných stanovištích využívaných k rekreaci. Není překvapivé, že s tímto fyziotypem nejsilněji korelují druhy snášející sešlapávání, například *Prunella vulgaris*, *Plantago major*, *Poa annua* či *Lolium perenne*. Fyziotyp nazvaný vegetace zázeměných svahů a břehové porosty se vyznačuje přítomností jak druhů lesních, tak také druhů hygrofilních. Nejsilněji s tímto fyziotypem koreluje *Alnus glutinosa*, tvořící buď stromové nebo keřové patro. V bylinném patře jsou zastoupeny například *Carex cf. remota*, *Lycopus europaeus* či *Cirsium oleraceum*. Řídká vegetace iniciálních půd sdílí řadu druhů se zapojenou bylinnou vegetací, ale také se zapojenou bylinnou vegetací se solitérními dřevinami. S vegetací iniciálních půd nejsilněji korelují například *Verbascum thapsus*, *Sisymbrium officinale*, *Alchemilla vulgaris*, *Echium vulgare* či *Filago minima*. Se zapojenou bylinnou vegetací nejsilněji korelují *Taraxacum sp.* (*Taraxacum sect. Ruderalia*), *Leontodon autumnalis* či *Artemisia vulgaris*. Zapojená bylinná vegetace se solitérními dřevinami sdílí druhy jak s předchozími dvěma fyziotypy tak s fyziotypy mladý les a keřová vegetace. Druhy sdílené s fyziotypy mladý les a keřová vegetace jsou například *Cytisus scoparius*, *Tanacetum vulgare*, *Arrhenatherum elatius* či *Calamagrostis epigejos*. Zbývající fyziotypy jsou si druhovým složením spíše podobné a liší se pouze rozvojem vegetačních pater. Mechokapradinová (suťová) vegetace nemá vyvinuto stromové patro, ale v bylinném patře sdílí řadu druhů s fyziotypem lesa, stejně tak vegetace skalních říms sdílí řadu druhů s mechokapradinovou (suťovou) vegetací či s keřovou vegetací.

8.2. Rychlost přirozené obnovy vegetace montánních tvarů reliéfu zjišťovaná pomocí analýzy leteckých snímků

Rychlost sukcese vegetace byla studována pomocí analýzy leteckých snímků ve čtvercích 10x10 m, kde probíhala sukcese od stádia minerálního povrchu spontánně. Studovat zarůstání lomu nebo výsypky jako celku nebylo z důvodu opakovaných disturbancí již probíhající sukcese možné. Jistým omezením studia sukcese pomocí čtverců 10x10 m bylo, že čtverce nebylo možné vybrat pro jejich malý počet náhodně a navíc spolu často sousedily. Protože se však nepodařilo prokázat závislost rychlosti zarůstání čtverců na vzdálenosti k nejbližší ploše s vegetací, byla analýza považována za dostatečně robustní.

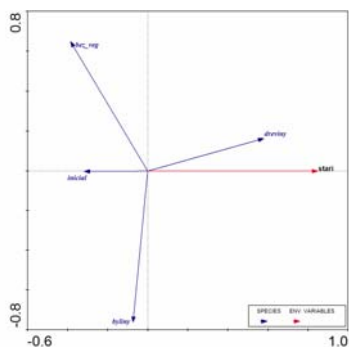
Ve 132 z 152 čtverců dosáhla bylinná a/nebo dřevinná vegetace 100% pokryvnosti. Zarostlo 94 % čtverců v lomech a 85 % čtverců na výsypkách. Maximální stáří sukcese v lomech bylo 52 let a na výsypkách 36 let. Analýza rozdílné rychlosti sukcese v lomech a na výsypkách, tzn. čas za který dosáhne pokryvnost bylinné a/nebo dřevinné vegetace 100 %, ukázala průkazný rozdíl mezi výsypkami a lomy ($P=0,005$, neparametrická Kruskal-Wallisova ANOVA). Medián rychlosti vytvoření zapojené vegetace ve čtvercích v lomech je 15 let (průměr 12,4; std. 0,7) a na výsypkách 8 let (průměr 9,3; std. 0,6). Zároveň byl pomocí parametrického testu ANOVA prokázán rozdíl v zastoupení dřevin ve čtvercích v lomech oproti výsypkám v okamžiku, kdy vegetace dosáhne 100% pokryvnosti ($P=0,016$).

Z těchto dvou analýz vyplývá, že pokud vegetace čtverce zcela zaroste, pak čtverce na výsypkách zarůstají rychleji a byliny zaujmají v okamžiku zarostení větší podíl rozlohy než dřeviny, nejčastěji 10 x (medián podílu rozloha dřevin/rozloha bylin ve čtvercích na výsypkách je roven 0,1). Naopak lomy zarůstají pomaleji a v době 100% pokryvnosti vegetace je podíl bylin a dřevin spíše vyrovnaný (medián podílu rozloha dřevin/rozloha bylin je roven 0,7).

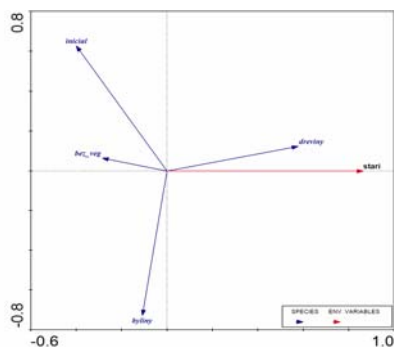
Ve 20 čtvercích nedosáhla bylinná a/nebo dřevinná vegetace 100% pokryvnosti. V těchto čtvercích přetrvávala vegetace iniciálních půd nebo byly zachovány plochy bez vegetace. 3 nezarostlé čtverce byly v lomech a 17 čtverců bylo na výsypkách. Nezarostlé čtverce v lomech byly všechny staré 26 let. Čtverce na výsypkách byly staré 2, 8 a 10 let. V lomech i po 26 letech mohou být zachovány plochy bez vegetace, ale ve čtvercích na výsypkách byla ve všech případech vytvořena iniciální vegetace. Navíc čtyři čtverce ze sedmnácti na výsypkách byly staré pouze 2 roky, a mají tudíž velkou pravděpodobnost zarostení do 8 let, což je medián rychlosti zarostení čtverců na výsypkách.

Analýzu závislosti pokryvnosti kategorií vegetace na sukcesním stáří znázorňují obrázky 38-40. Přímá gradientová analýza (RDA) (Obr. 38) ukázala průkaznou závislost pokryvnosti čtyř hodnocených kategorií vegetace na sukcesním stáří (Monte Carlo permutační test s počtem permutací 499, $P=0,002$). Testovány byly všechny studované čtverce dohromady. Stáří vysvětlilo 16,5 % variability v datech o pokryvnosti jednotlivých kategorií vegetace ve studovaných čtvercích. Výsledek analýzy ukazuje trendy společné lomům i výsypkám. Se stářím podle předpokladu negativně korelují kategorie iniciální vegetace a bez vegetace a naopak pozitivně se stářím korelují plochy s dřevinnou vegetací. Kategorie bylinná vegetace je na stáří spíše nezávislá, tzn. rychle může dojít

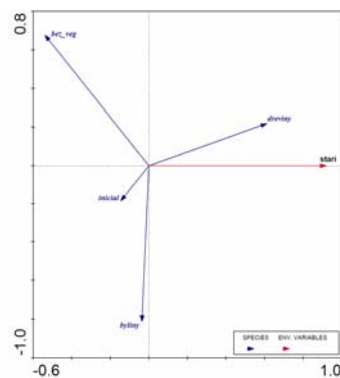
k zarostení ploch nebo bylinná vegetace na plochách může dlouho přetrvávat. Vyskytuje se tedy jak na mladých, tak na starých plochách. Na následujících diagramech (Obr. 39 a 40) byla závislost pokryvnosti hodnocených kategorií vegetace na sukcesním stáří testována odděleně ve čtvercích na výsypkách a v lomech. V obou případech byla prokázána statistická závislost (Monte Carlo permutační test s počtem permutací 499, v obou případech $P=0,002$) a zvýšilo se procento vysvětlené variability v pokryvnosti jednotlivých hodnocených kategorií vegetace. V případě lomů bylo stářím vysvětleno 17 % variability a u výsypek dokonce 21 % variability v datech. Z diagramů (Obr. 39 a Obr. 40) je vidět rozdíl mezi sukcesí vegetace v lomech a na výsypkách.



Obr. 38. RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří ve všech čtvercích, zachycující trendy společně jak lomům tak výsypkám.



Obr. 39 RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří ve čtvercích v lomech, zachycující trendy charakteristické pro lomy.

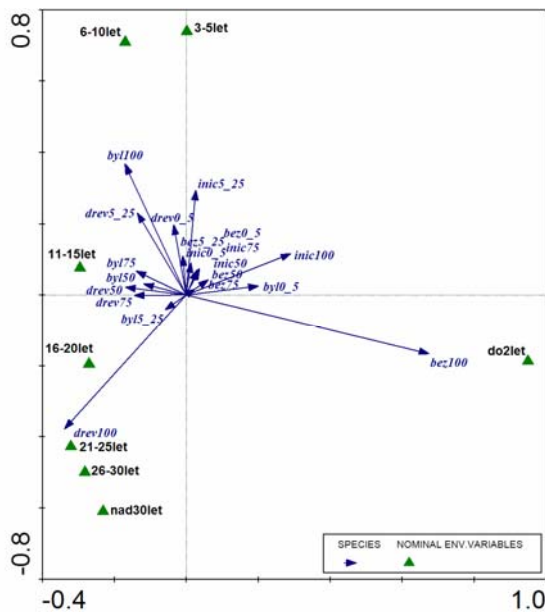


Obr. 40 RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří ve čtvercích na výsypkách, zachycující trendy charakteristické pro výsypky.

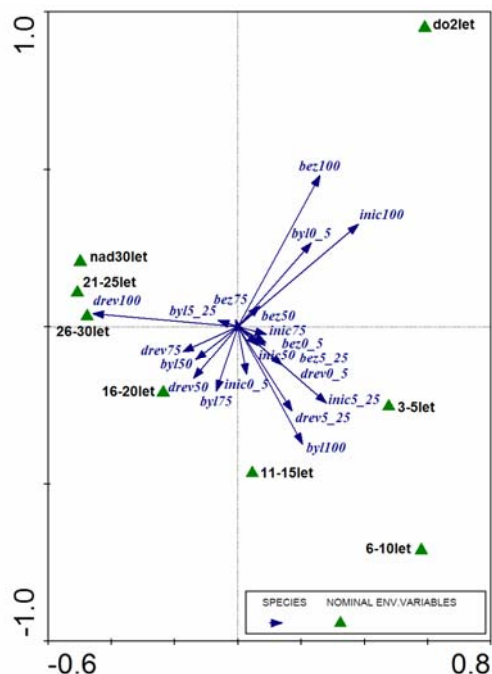
V obou případech vykazuje silnou pozitivní korelaci se stářím pokryvnost kategorie dřevinná vegetace. U výsypek má nejsilnější negativní korelaci se stářím kategorie bez vegetace, zatímco u lomů iniciální vegetace. Tento výsledek odráží skutečnost, že menší plochy bez vegetace v lomech přetrvávají i po relativně dlouhém sukcesním vývoji, zatímco výsypky časem zarostou. Pokud jsou na stanovišti v lomu vhodné podmínky pro rozvoj vegetace, vytvoří se nejprve vegetace iniciální, která je postupně vystřídána bylinnou a nebo dřevinnou vegetací. Kategorie bylinná vegetace je v obou případech na stáří spíše nezávislá, tzn. bylinná vegetace se vyskytuje jak na plochách mladých, tak na plochách sukcesně starých.

Rozloha jednotlivých hodnocených tříd vegetace a sukcesní stáří byly vyjádřeny také kategoriálně. Kategoriální vyjádření stáří a rozlohy jednotlivých kategorií vegetace bylo zvoleno s cílem zjistit, kolik procent rozlohy zaujímají hodnocené kategorie vegetace, pokud sukcese probíhá určitý počet let. Výsledky přímé analýzy (RDA) závislosti přítomnosti kategorií vegetace na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stáří znázorňují obrázky 41, 42 a 43. Analýza této závislosti byla statisticky průkazná ($P=0,002$), jak pro všechny čtverce hodnocené společně, tak pro samostatně hodnocené čtverce v lomech a samostatně hodnocené čtverce na výsypkách. Ve všech třech případech však došlo k poklesu vysvětlené variability. Kategoriálně vyjádřené stáří vysvětlí 12,3 % variability v zastoupení kategorií vegetace ve všech čtvercích společně. U čtverců v lomech takto vyjádřené stáří vysvětlí 12,1 % a u čtverců na výsypkách 16,4 % variability v zastoupení kategorií vegetace.

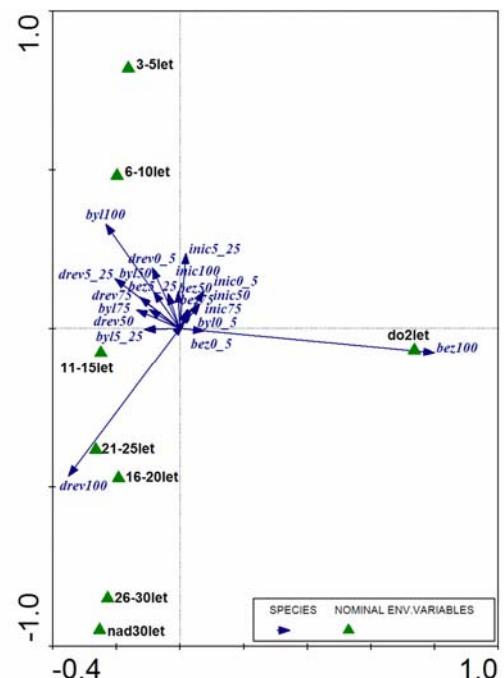
Z odlišného uspořádání kategorií vegetace a kategorií stářích v ordinačních diagramech (Obr. 42 a 43) je patrný rozdíl ve vývoji vegetace v lomech a na výsypkách. Tyto diagramy ukazují, že významná směna dominantních kategorií vegetace proběhne v lomech během prvních 20 let sukcesního stářích, zatímco na výsypkách je dynamického rovnovážného stavu dosaženo dříve a směna dominantních kategorií vegetace proběhne během prvních 15 letch sukcesního vývoje.



Obr. 41. RDA analýza závislosti zastoupení hodnocených kategorií vegetace všech studovaných čtverců na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stářích. Modré šipky označují kategoriálně vyjádřené třídy vegetace: bez - plochy bez vegetace, inic – plochy s iniciální vegetací, byl – plochy s bylinnou vegetací, drev – plochy s vegetací dřevin. Číselné kódy označují % plochy pokryté touto kategorií vegetace ve čtverci: 0-5 do 5 % plochy čtverce, 5-25 % plochy čtverce, 50 - 25-50 % plochy čtverce, 75 - 50-75 % plochy čtverce, 100 nad 75 % plochy čtverce. Zelený trojúhelník označuje kategoriálně vyjádřené sukcesní stářích v počtech let od 100% pokrývnosti kategorie bez vegetace.



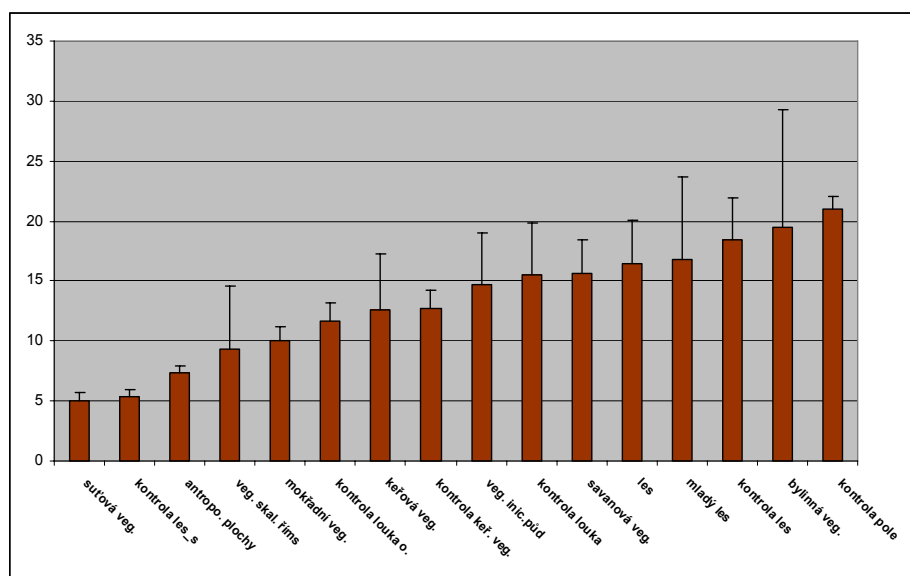
Obr. 42. RDA analýza závislosti zastoupení kategorií vegetace studovaných čtverců v lomech na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stářích.



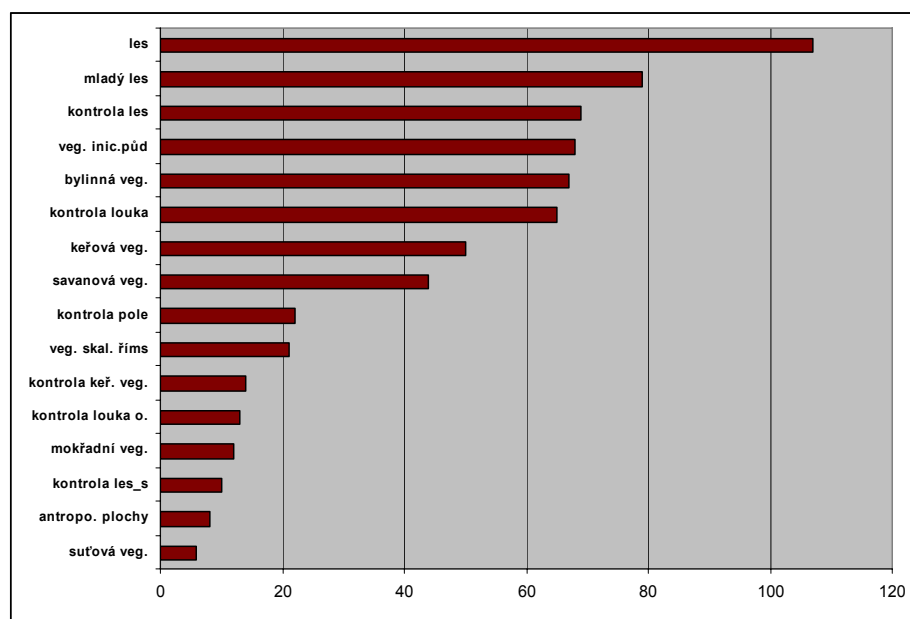
Obr. 43. RDA analýza závislosti zastoupení kategorií vegetace studovaných čtverců na výsypkách na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stářích.

8.3. Biodiverzita těžebních tvarů zjišťovaná pomocí transektů

Na 8 transektech bylo zaznamenáno celkem 182 druhů cévnatých rostlin. Průměrný počet druhů v jednotlivých typech vegetace (fyziotypech) zobrazuje obrázek 44. Celkový počet všech druhů zaznamenaných v subjektivně vymezených typech vegetace (fyziotypech) znázorňuje obrázek 45. Mezi fyziotypy vegetace existují průkazné rozdíly v počtu druhů ($P < 0,05$, neparametrický Kruskal-Wallisův ANOVA test). Průkazné rozdíly v počtu druhů mezi konkrétními fyziotypy pak byly zjištěny pomocí Kruskal-Wallis Multiple-Comparison Z-Value testu pro mnohonásobná porovnávání a výsledky jsou shrnuty v tabulce 7.



Obr. 44. Průměrný počet druhů cévnatých rostlin v jednotlivých fyziotypech. Chybové úsečky znázorňují velikost směrodatných odchylek.



Obr. 45. Celkový počet druhů zaznamenaný v jednotlivých subjektivně vymezených fyziotypech vegetace.

	antropo. plochy keřová veg.	kontrola keř. veg.	kontrola les	kontrola les_s	kontrola louka	kontrola louka o.	kontrola pole	les	mladý les	mokřadní veg.	savanová veg.	veg. skal. říms	suťová veg.	veg. inic.půd	bylinná veg.
antropo. plochy keřová veg.		x					x	x	x				x		
kontrola keř. veg.			x												
kontrola les	x	x		x						x		x	x	x	
kontrola les_s			x		x		x	x	x		x				x
kontrola louka					x								x		
kontrola louka o.															
kontrola pole	x			x						x		x	x		
les	x	x		x						x		x	x		
mladý les	x			x						x		x	x		
mokřadní veg.			x				x	x	x						x
savanová veg.					x								x		
veg. skal. říms			x				x	x	x						x
suťová veg.		x		x	x		x	x	x		x			x	x
veg. inic.půd			x	x									x		
bylinná veg.	x			x						x		x	x		

Tab. 7. Křížová tabulka zobrazující průkazné rozdíly v počtu druhů mezi jednotlivými fyziotypy. (Kruskal-Wallis Multiple-Comparison Z-Value test)

Z obrázků 44 a 45 a z tabulky 7 vyplývá několik skutečností. Suťová (mechokapradinová) vegetace představuje druhově nejchudší fyziotyp vegetace. Bylinná vegetace je v průměru druhově nejbohatším fyziotypem těžebních ploch, vykazující ovšem zároveň vysokou variabilitu v počtu druhů. Stabilní počet druhů byl nalezen na polích, která ovšem zároveň vykazují vysokou uniformitu druhového složení, protože průměrný počet je v podstatě roven celkovému počtu zjištěných druhů. Protipól polím představují stromová stádia na těžebních tvarech, která mají průměrný počet druhů menší, ale celkem bylo v tomto fyziotypu zaznamenáno více jak 100 druhů cévnatých rostlin.

Z celkového počtu 182 druhů zaznamenaného na všech studovaných plochách bylo pouze 25 druhů zaznamenané na kontrolních plochách a nebylo přítomno v sukcesních stádiích těžebních ploch. Na druhou stranu 60 druhů zaznamenaných v sukcesních stádiích nebylo přítomno na kontrolních plochách.

Druhy nepřítomné v sukcesních stádiích je možné rozdělit na tři hlavní skupiny:

- druhy luční, které mají těžiště rozšíření na hlubších a vyvinutějších půdách s dobrým zásobením živinami, a těžební tvary pro ně tudíž nejsou vhodným stanovištěm (*Alopecurus pratensis*, *Anagallis arvensis*, *Alchemilla vulgaris*, *Elytrigia repens*, *Geranium pratense*, *Glechoma hederacea*, *Mentha arvensis*, *Phleum pratense*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus acris*, *Rumex obtusifolius*, *Trifolium pratense*)
- druhy lesní, pozdně sukcesní, které vyžadují hlubší půdy a dobré zásobením živinami (*Fagus sylvatica*, *Luzula luzuloides*, *Stachys sylvatica*, *Alliaria petiolata*,)
- jednoleté polní plevely či kulturní plodiny (*Matricaria discoidea*, *Matricaria recutita*, *Brassica napus napus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Echinochloa crus-galli*, *Myosotis arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Thlaspi arvense*)

Druhy, které nebyly naopak nalezeny na kontrolních plochách, můžeme rozdělit na čtyři hlavní skupiny:

- druhy otevřených vysychavých oligotrofních stanovišť, pro něž lomy suplují stanoviště ubývající z intenzivně zemědělsky a lesnický obhospodařované krajiny (*Agrimonia eupatoria*, *Astragalus glycyphyllos*, *Bromus spp.*, *Carlina vulgaris*, *Centaurea cyanus*, *Centaureum erythraea*, *Cichorium intybus*, *Cytisus nigricans*, *Dianthus carthusianorum*, *Erigeron acris*, *Filago minima*, *Chamaecytisus ratisbonensis*, *Jasione montana*, *Lotus corniculatus*, *Pimpinella saxifraga*, *Polygala vulgaris*, *Potentilla argentea*, *Pyrola minor*, *Thymus pulegioides*, *Verbascum thapsus*) (příklad druhů mizejících z krajiny v důsledku změn hospodaření a eutrofizace viz. Obr. 47)
- druhy mokřadní (*Alisma plantago-aquatica*, *Bidens tripartitus*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus effusus*, *Lycopus europaeus*, *Typha latifolia*)
- druhy invazní (*Melilotus albus*, *Solidago gigantea*, *Tripleurospermum inodorum*)
- „druhy běžné“, které se v agrární krajině či lesních porostech Skutečska nacházejí, ale v okolí lomů nebyly na kontrolních plochách zaznamenány (*Acer pseudoplatanus*, *Aesculus hippocastanum*, *Ajuga reptans*, *Athyrium filix-femina*, *Calluna vulgaris*, *Campanula persicifolia*, *Cirsium oleraceum*, *Deschampsia caespitosa*, *Epilobium montanum*, *Galeopsis pubescens*, *Hieracium laevigatum*, *Chamerion angustifolium*, *Knautia arvensis*, *Lamium purpureum*, *Melandrium album*, *Oxalis acetosella*, *Petasites albus*, *Polypodium vulgare*, *Prunus padus*, *Ribes spp.*, *Salix alba*, *Scripus sylvatica*, *Silene nutans*, *Trifolium aurea*, *Trifolium arvense*, *Trifolium campestre*, *Trifolium medium*, *Tussilago farfara*, *Ulmus glabra*, *Vigna brizoides*)

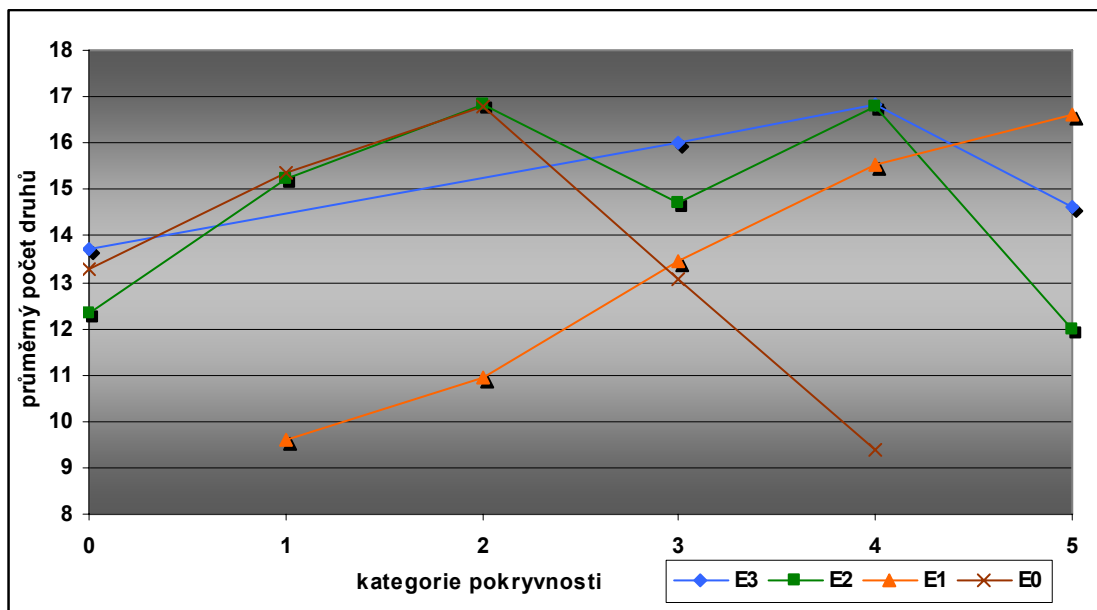
Analýza závislosti počtu druhů na krajinné plošce, tj. v lomech, na výsypkách a kontrolních plochách, byla pomocí parametrického ANOVA testu statisticky průkazná na hladině významnosti 5 % ($P < 0,05$). Průkazné rozdíly v počtu druhů mezi jednotlivými krajinnými ploškami pak byly zjištěny pomocí Kruskal-Wallis Multiple-Comparison Z-Value testu pro mnohonásobná porovnávání. Mnohonásobným porovnáváním byl zjištěn průkazný rozdíl v počtu druhů mezi lomy na jedné straně a výsypkami a kontrolními plochami na straně druhé. Průkazný rozdíl v počtu druhů mezi výsypkami a kontrolními plochami nebyl prokázán.

	počet objektů	průměrný počet druhů	std
kontrola	23	15.3	1.7
lom	12	28.3	2.4
výsypka	9	16.9	2.7

Tab. 8. Průměrný počet druhů podle krajinné plošky.

Závislost počtu druhů na pokryvnosti vegetačních pater byla zjišťována ANOVOU hlavních efektů, neboť celkový počet druhů na ploše neroste s pokryvností vegetačních pater, kromě bylinného patra, lineárně, ale při dosažení určité kritické pokryvnosti počet druhů klesá (Obr. 46). Výpovědní schopnost analýzy závislosti počtu druhů na pokryvnosti vegetačních pater zjišťovaná regresí nebyla

považována za dostatečnou, navíc pokrývnost vegetačních pater byla v podstatě zaznamenávána jako kategoriální proměnná a nikoliv jako spojitá kvantitativní proměnná (kategorie pokrývnosti pro jednotlivá vegetační patra, jak je uvedeno v metodice, byly stanoveny: do 5 %, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 % a nad 75 %). Vzhledem k tomu, že kategorie pokrývnosti jednotlivých vegetačních pater nejsou na sobě nezávislé, nebyla počítána jednocestná ANOVA pro zjišťování závislosti celkového počtu druhů vždy na konkrétním vegetačním patře, ale cílem bylo vytvořit celkový model, který by charakterizoval počet druhů na ploše při dosažení určité pokrývnosti jednotlivých vegetačních pater. Optimální analýzou by v tomto případě byla ANOVA s interakcemi (faktoriální ANOVA), ale vzhledem k tomu, že zastoupení jednotlivých kategorií pokrývnosti vegetačních pater bohužel nebylo dostatečně četné pro jejich vzájemné kombinace, nebylo možné tuto analýzu učinit.



Obr. 46. Průměrný počet druhů všech vegetačních pater na monitorovací plochu při dosažení určité kategorie pokrývnosti příslušného vegetačního patra. Kategorie pokrývnosti 1-5 značí pokrývnost do 5 %, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 % a nad 75 %. E0 – pokrývnost mechového patra, E1 – pokrývnost bylinného patra, E2 – pokrývnost keřového patra, E3 – pokrývnost stromového patra.

Test celého modelu se zahrnutím kategorií pokrývnosti všech vegetačních pater byl statisticky průkazný ($P < 0,05$, $R^2 = 0,30$). Při testování modelu, do něhož byly zahrnuty kategorie pokrývnosti nejprůkaznějších vegetačních pater, tj. pokrývnost bylinného a keřového patra, procento vysvětlené variability kleslo jen nepatrně ($P < 0,05$, $R^2 = 0,281$). Tyto dvě proměnné mají v modelu největší význam a přidání dalších dvou proměnných (E3, E0) již nevede k výraznému zvýšení vysvětlené variability. Počet druhů je tedy možné odhadnout na základě znalosti pokrývnosti bylinného a keřového patra. Predikci počtu druhů při určité kategorii pokrývnosti bylinného a keřového patra pak lze zjistit z tabulky 9. Obecný zjednodušený vzorec pro počet druhů na určité ploše můžeme zapsat jako:

$$\text{Počet druhů} = 13,62 + (\text{parametr pro kategorii pokrývnosti E1}) + (\text{parametr pro kategorii pokrývnosti E2})$$

	kategorie pokryvnosti	kategorie pokryvnosti v %	četnost kategorie	počet druhů Param.	počet druhů Std. Err	počet druhů t	počet druhů p	-95,00% Cnf.Lmt	+95,00% nf. Lmt
Intercept				13.61505	0.635649	21.41913	0.000000	12.35731	14.87279
"E2"	0	0	42	-3.09653	0.820780	-3.77267	0.000246	-4.72058	-1.47248
"E2"	1	do 5	8	-0.43194	1.508913	-0.28626	0.775143	-3.41758	2.55370
"E2"	2	5-25	47	1.64584	0.801129	2.05440	0.041972	0.06067	3.23101
"E2"	3	25-50	23	-1.06611	1.025827	-1.03927	0.300637	-3.09589	0.96366
"E2"	4	50-75	10	2.68949	1.380225	1.94858	0.053533	-0.04153	5.42050
"E2"	5	75-100	8	0.25926	1.718054	0.15090	0.880291	-3.14021	3.65872
"E1"	1	do 5	5	-2.93199	1.978316	-1.48206	0.140781	-6.84642	0.98245
"E1"	2	5-25	14	-3.07001	1.158554	-2.64986	0.009068	-5.36240	-0.77761
"E1"	3	25-50	30	-0.01948	0.903726	-0.02155	0.982838	-1.80766	1.76870
"E1"	4	50-75	47	2.23063	0.873671	2.55317	0.011848	0.50192	3.95933
"E1"	5	75-100	42	3.79084	0.889248	4.26298	0.000039	2.03132	5.55037

Tab. 9. Výsledky obecného lineárního modelu. Červeně jsou označeny průkazné hodnoty.

Z tabulky 9 a výše uvedeného vzorce vyplývá, že některé kategorie pokryvnosti počet druhů ve srovnání s průměrem ovlivňují kladně, jiné záporně. Červeně jsou pak označeny ty kategorie, jejichž vliv je statisticky průkazný. Pro kategorii pokryvnost keřového patra 50-75 % je vliv na hranici průkaznosti, což může být způsobeno malou četností této kategorie. Obecně ale platí, že počet druhů na ploše je tím vyšší, čím vyšší je pokryvnost bylinného patra.



Obr. 47. Příklad druhů mizejících z krajiny vlivem změny obhospodařování a vlivem eutrofizace, které nacházejí náhradní stanoviště v lomech. 1 *Centaurium erythraea*, 2 *Jasione montana*, 3 *Pyrola minor*.

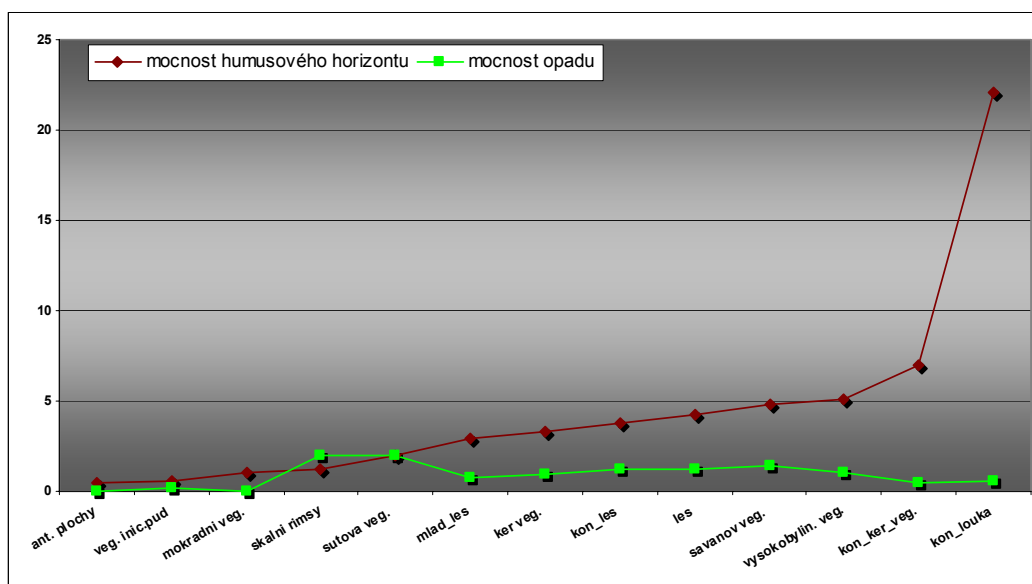
8.4. Vývoj půd na těžebních tvarech

Analýza závislosti mocnosti půdních horizontů (mocnosti humusového horizontu a mocnosti opadu) na fyziotypu vegetace byla v obou případech statisticky průkazná ($P < 0,05$, neparametrický Kruskal-Wallis Anova test). Mnohonásobným porovnáváním Kruskal-Wallis Multiple-Comparison Z-Value testem byly zjištěny průkazné rozdíly v mocnosti horizontů mezi jednotlivými fyziotypy (souhrnně Tab.10). Vegetace skalních říms a mechokapradinová (suťová) vegetace vykazují nejčastěji průkazné rozdíly v mocnosti opadu oproti jiným fyziotypům. Vegetace iniciálních půd spolu s lučním kontrolním stanovištěm a antropogenní vegetací vykazují nejčastěji průkazné rozdíly oproti jiným fyziotypům v mocnosti humusového horizontu. Z tabulky je dále patrné, že pokud porovnáváme mocnost opadu a humusového horizontu ve fyziotypech vzniklých sukcesí na těžebních tvarech se stejnými fyziotypy na kontrolních plochách, např. les s kontrolním lesem, keřovou vegetací těžebních tvarů s keřovou vegetací na kontrolních plochách, mocnosti horizontů se neliší.

ODLIŠNOST FYZIOTYPŮ PODLE MOCNOTI HORIZONTŮ	ant. plochy	ker veg.	kon_ker_veg.	kon_les	kon_louka	les	mlad_les	mokradni veg.	savanov veg.	skalni rimsy	sutova veg.	veg. inic.pud	vysokobylin. veg.
ant. plochy		o,h	h	o,h	h	o,h	o,h		o,h	o	o		o,h
ker veg.	o,h				h			o,h		o	o	o,h	
kon_ker_veg.	h					o	h	h		o,h	o	h	
kon_les	o,h				o,h			o,h		o,h	o	o,h	
kon_louka	h	h			o,h		h	h	h	o,h	o	h	
les	o,h		o		o,h		o	o,h		h		o,h	
mlad_les	o,h		h		h	o		o		o	o	o,h	h
mokradni veg.		o,h	h	o,h	h	o,h	o		o	o	o		o,h
savanov veg.	o,h				h			o					o,h
skalni rimsy	o	o	o,h	o,h	o,h	h	o	o				o	o,h
sutova veg.	o	o	o	o	o,h		o	o				o,h	o
veg. inic.pud		o,h	h	o,h	h	o,h	o,h		o,h	o	o,h		o,h
vysokobylin. veg.	o,h						h	o,h		o,h	o	o,h	

Tab. 10. Průkazné rozdíly mezi fyziotypy v mocnosti opadu a humusového horizontu (h – fyziotypy se liší v mocnosti humusového horizontu, o – fyziotypy se liší v mocnosti opadu).

Průměrné hodnoty mocnosti horizontů podle fyziotypů zobrazuje obrázek 48, ve kterém je patrný rozdíl v akumulaci organické hmoty a její dekompozici. Pouze v případě vegetace skalních říms mocnost opadu převyšuje mocnost humusového horizontu. Nejvyšší mocnost humusového horizontu vykazuje luční kontrolní stanoviště. Na sukcesních plochách nalezneme největší mocnost humusového horizontu pod zapojenou bylinnou vegetací.



Obr. 48. Průměrná mocnost měřených horizontů (v cm) podle fyziotypu vegetace.

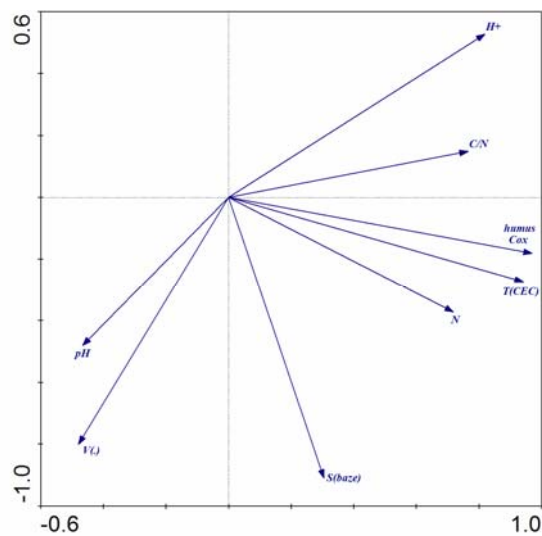
Závislost mocnosti opadu a humusového horizontu na pokryvnosti vegetačních pater byla zjišťována ANOVOU hlavních efektů, neboť pokryvnost vegetačních pater byla v podstatě zaznamenávána jako kategoriální proměnná a nikoliv jako spojitá kvantitativní proměnná (viz. metodika). Vzhledem k tomu, že kategorie pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater nejsou na sobě nezávislé, nebyla počítána jednocestná ANOVA, pro zjišťování závislosti mocnosti opadu a mocnosti humusového horizontu vždy na konkrétním vegetačním patře, ale cílem bylo vytvořit modely, které by charakterizovaly mocnost opadu a mocnost humusového horizontu při dosažení určité pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater. Optimální analýzou by v tomto případě byla ANOVA s interakcemi (faktoriální ANOVA), ale vzhledem k tomu, že zastoupení jednotlivých kategorií pokryvnosti vegetačních pater bohužel nebylo dostatečně četné pro jejich vzájemné kombinace, nebylo možné tuto analýzu učinit.

Test modelu závislosti mocnosti opadu na kategoriích pokryvnosti všech vegetačních pater byl statisticky průkazný ($P < 0,05$, $R^2 = 0,45$). Při testování modelu, do něhož byly zahrnuty pouze kategorie pokryvnosti nejprůkaznějších vegetačních pater, tj. pokryvnost stromového, bylinného a mechového patra, procento vysvětlené variability kleslo pouze nepatrně ($P < 0,05$, $R^2 = 0,42$). Zahrnutí kategorií pokryvnosti těchto tří pater je pro vysvětlení mocnosti opadu dostatečné.

Test modelu závislosti mocnosti humusového horizontu na kategoriích pokryvnosti všech vegetačních pater byl také statisticky průkazný ($P < 0,05$, $R^2 = 0,37$). Při testování modelu, do něhož byly zahrnuty pouze kategorie pokryvnosti nejprůkaznějších vegetačních pater, tj. pokryvnost bylinného a mechového patra, procento vysvětlené variability kleslo jen nepatrně ($P < 0,05$, $R^2 = 0,30$). Tyto dvě proměnné mají v modelu největší význam a přidání dalších dvou proměnných již nevede k výraznému zvýšení podílu vysvětlené variability.

Hypotézy závislosti chemických a fyzikálních vlastností půd sukcesních ploch v lomech a kontrolních ploch na hodnocených vysvětlujících proměnných byly testovány pomocí mnohorozměrných statistických metod. Tyto metody byly zvoleny proto, že jednotlivé hodnocené chemické a fyzikální parametry nejsou na sobě nezávislé, ale jsou korelativní povahy (Obr. 49, tabulka 11).

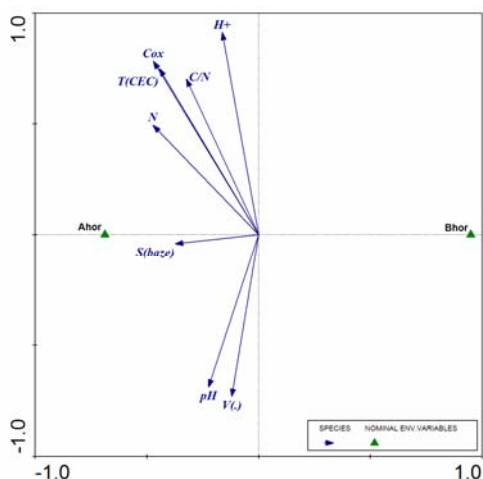
Data byla analyzována lineárními technikami pomocí analýzy hlavních komponent (PCA) a redundanční analýzy (RDA). Mnohorozměrnou RDA analýzou byla prokázána závislost chemických vlastností půd na A a B/C horizontu ($P=0,004$; Obr. 50), proto byly dále testovány vzorky z těchto horizontů odděleně. U chemických půdních vlastností vzorků z A horizontu byla prokázána jejich závislost na fyziotypu vegetace, pod kterým byly vzorky odebrány ($P=0,02$; Obr. 51). Pro horizont B/C se tuto závislost prokázat nepodařilo.



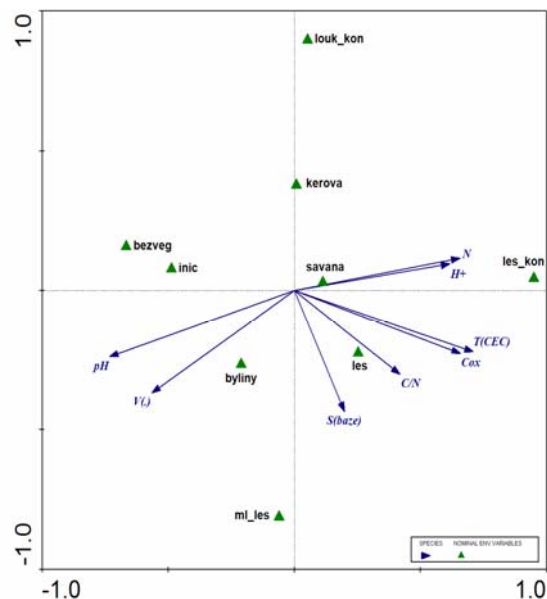
Obr. 49. Nepřímá PCA ordinace chemických půdních vlastností všech vzorků z obou horizontů. Z výsledků ordinace je patrné, že půdní vlastnosti navzájem korelují. H^+ - koncentrace vodíkových iontů, pH – logaritmičká transformace H^+ , V – nasycenost sorpčního komplexu, S (baze) – celkové množství sorbovaných bazických kationtů, N - množství celkového dusíku v %, T (CEC) – celková sorpční kapacita (kationtová výměnná kapacita), Cox – množství celkového oxidovatelného uhlíku, které je po přepočtu rovno obsahu humusu, C/N - poměr celkového uhlíku ku celkovému dusíku.

	ZrnI ($<0,002$)	ZrnII ($0,002-0,01$)	ZrnIII ($0,01-0,05$)	ZrnIV ($0,05-0,25$)	ZrnV ($0,25-2,0$)
ZrnI	1,0000				
ZrnII	0,3934	1,0000			
ZrnIII	0,4939	0,7879	1,0000		
ZrnIV	-0,3092	-0,2072	-0,5031	1,0000	
ZrnV	-0,5836	-0,8800	-0,8549	0,0579	1,0000

Tab. 11. Pearsonovy korelační koeficienty zrnitostních kategorií půd. ZrnI - fyzikální jíl $<0,002$ mm; ZrnII - jemný prach $0,002-0,01$ mm; ZrnIII - hrubý prach $0,01-0,05$ mm; ZrnIV - jemný písek $0,05-0,25$ mm; ZrnV - hrubý písek $0,25-2$ mm.



Obr. 50. RDA analýza závislosti chemických půdních vlastností na půdním horizontu. ($P=0,004$). Graf ukazuje pozitivní korelaci měřených chemických vlastností s A horizontem a naopak negativní korelaci těchto vlastností s B/C horizontem.

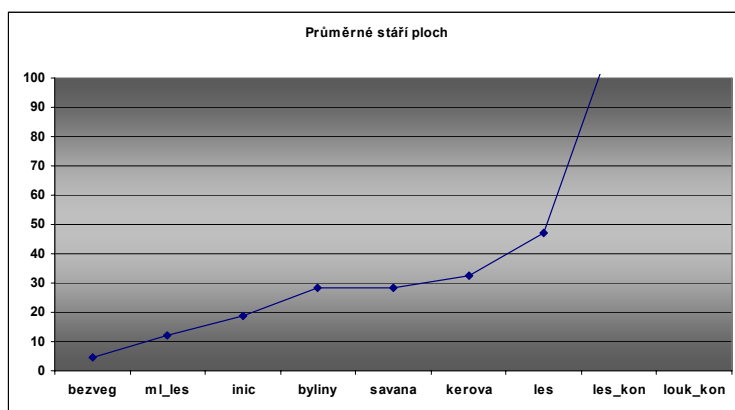


Obr. 51. RDA analýza závislosti chemických půdních vlastností A horizontu na fyziotypu vegetace ($P=0,013$). Fyziotyp vegetace vysvětluje 47,1 % variability v datech.

Průměrné hodnoty a velikost směrodatné odchylky změřených chemických půdních vlastností A horizontu podle fyziotypu vegetace jsou uvedeny v tabulce 12. Doplněn je také graf o odhadovaném stáří pedogeneze (Obr. 52).

	pH	STD	H+	STD	T(CEC)	STD	S(baze)	STD	V(%)	STD	N	STD	Cox	STD	C/N	STD	humus	STD
les_k	3.7	0.4	22.0	15.9	36.2	2.3	14.7	17.5	38.6	45.2	0.36	0.2	8.1	0.8	31.6	23.8	13.9	1.4
les	4.7	0.7	8.3	4.5	26.3	7.6	18.0	5.3	70.1	12.9	0.25	0.1	4.9	1.5	20.0	3.9	8.5	2.6
louka_k	4.9	0.3	9.8	3.7	17.9	4.9	8.1	2.7	45.5	9.9	0.26	0.1	2.4	1.1	9.2	0.2	4.2	1.9
keřová	5.1	0.2	7.3	1.1	20.1	3.2	12.8	2.1	63.9	0.5	0.26	0.1	2.7	0.6	10.5	0.0	4.7	1.1
savana	5.3	0.8	10.4	12.5	23.2	10.0	12.8	5.0	62.4	28.6	0.21	0.0	4.5	4.2	19.6	14.7	7.7	7.2
bylinná	5.5	0.6	1.2	2.2	18.2	6.7	17.0	7.6	92.9	14.3	0.23	0.1	2.9	0.9	12.7	1.6	5.0	1.6
iniciální	6.1	0.6	2.3	2.3	13.4	3.5	11.1	1.5	84.5	11.8	0.09	0.1	1.1	0.7	12.6	1.7	1.8	1.2
bez veg	6.3	0.6	1.1	1.7	9.1	2.2	8.1	1.5	90.9	15.7	0.04	0.0	0.5	0.2	12.6	3.7	0.9	0.3
ml_les	6.3	1.0	7.2	12.0	25.4	16.1	18.3	4.2	83.0	26.7	0.15	0.1	4.8	5.8	25.1	21.7	8.2	10.1

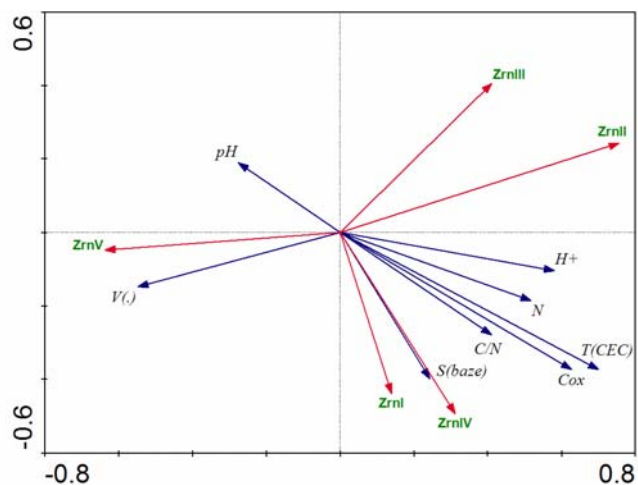
Tab.12. Průměrné hodnoty a velikost směrodatné odchylky měřených chemických parametrů dle fyziotypu vegetace. pH (CaCl_2), H^+ (výměnný vodík $\text{mmol}/100\text{g}$), T (CEC) (potenciální sorpční kapacita $\text{mmol}/100\text{g}$), S (nasycení básemi $\text{mmol}/100\text{g}$), V (stupeň nasycení %), N (dusík celkový %), Cox (oxidovatelný uhlík %), C/N, obsah humusu ($\text{Cox} \cdot 1,724$)



Obr. 52. Graf znázorňující odhadované průměrné stáří pedogeneze hodnocených fyziotypů. Stáří je na ose y vyjádřeno v letech.

Výsledky přímé RDA analýzy zobrazené v ordinačním diagramu na obrázku 51 ukazují nejsilnější pozitivní korelaci koncentrace vodíkových iontů (H^+), obsahu celkového dusíku (N), obsahu celkového organického uhlíku (Cox) a celkové sorpční kapacity (T) s kontrolními plochami v lese (naměříme zde vyšší hodnoty parametrů) a negativní korelaci těchto parametrů s ranými sukcesními stádii. Naopak pH a nasycenost sorpčního komplexu (V) pozitivně korelují s ranými sukcesními stádii, tzn. raná sukcesní stádia mají vyšší pH a vyšší nasycenost sorpčního komplexu, a negativně tyto parametry korelují se stádii sukcesně pokročilými, tzn. pH a nasycenost sorpčního komplexu v průběhu sukcese klesá. Poměr celkového organického uhlíku ku celkovému dusíku (C/N) pozitivně koreluje s lesními stádii a naopak negativně koreluje se stádii nelesními, tzn. půdy na kontrolních plochách v lese, půdy pod fyziotypem lesa na sukcesních plochách a půdy pod fyziotypem mladého lesa mají horší kvalitu humusu aproximovanou poměrem C/N než například kontrolní luční vegetace či bylinná vegetace iniciálních půd. S fyziotypem mladého lesa, lesa na sukcesních plochách, bylinnou vegetací sukcesních ploch a s kontrolními plochami v lese pozitivně koreluje také celkové množství sorbovaných bazických kationtů (S). Negativní korelaci tento parametr naopak vykazuje se stádii bez vegetace, fyziotypem vegetace iniciálních půd a keřové vegetace a z kontrolních ploch s luční vegetací.

Chemické půdní vlastnosti humusového (A) horizontu průkazně závisí také na zrnitostním složení půd ($P=0,046$). Závislost chemických půdních vlastností B/C horizontu na zrnitostním složení se nepodařilo prokázat. Výsledek přímé RDA analýzy znázorňuje ordinační diagram na obrázku 53.

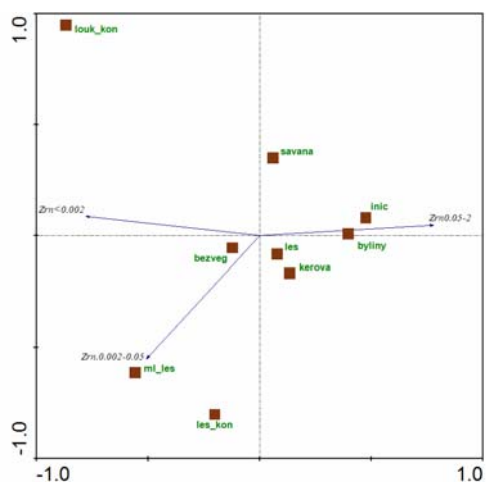


Obr. 53. RDA ordinační diagram zobrazující závislost chemických půdních vlastností na zrnitostním složení ($P=0,046$). Zrnitostní kategorie vysvětlí 34 % variability v měřených chemických vlastnostech. Zrnitosti vyjadřují jednotlivé frakce v jemnozemi v %: ZnI - fyzikální jíl <0,002 mm; ZnII - jemný prach 0,002-0,01 mm; ZnIII - hrubý prach 0,01-0,05 mm; ZnIV - jemný písek 0,05-0,25 mm; ZnV - hrubý písek 0,25-2 mm.

Z výsledku přímé RDA analýzy je patrná pozitivní korelace pH a nasycenosti sorpčního komplexu (V) se zrnitostní kategorií ZnV, tj. hrubým pískem (0,25-2 mm). Ostatní zjišťované chemické půdní vlastnosti (S, Cox, T, N, H^+) pozitivně korelují s kategoriemi jíl (ZnI <0,002 mm), jemný prach (ZnII 0,002-0,01 mm) a jemný písek (ZnIV 0,05-0,25 mm).

Zrnitostní složení půd primárně závisí na fyzikálních vlastnostech substrátu, rychlosti a formě zvětrávání, ale také na rychlosti a množství akumulace organické hmoty. Z toho důvodu byla provedena také analýza závislosti zrnitostního složení A a B/C horizontu na fyziotypech vegetace. Analýza závislosti zrnitosti A horizontu na fyziotypech vegetace byla statisticky průkazná ($P=0,008$), ale pouze při kategorizaci zrnitosti na jílové částice ($<0,002$ mm), prach ($0,002-0,05$ mm) a písek ($0,05-2$ mm). Pro B/C horizont se nepodařilo tuto závislost prokázat.

Výsledek přímé RDA analýzy znázorňuje obrázek 54. Fyziotyp vegetace vysvětlí 61,2 % variability v zrnitostním složení. Z ordinačního diagramu je patrné, že čerstvé plochy v lomech doposud bez vegetace mohou mít vyšší podíl jemnějších částic, narozdíl od ploch s iniciální vegetací a bylinnou vegetací. Nejvíce jemných částic je zastoupeno v kontrolních plochách a ze sukcesních stádií v mladém lese. Nejvyšší podíl nejjemnější frakce mají kontrolní louky, které se vyznačují nejdelší pedogenezí. Navíc podle map Císařských otisků byla tato území v minulosti využívána jako orná půda a jako taková byla obohacována zapravovaným organickým materiálem tvořícím koloidní složku půd.



Obr. 54. Výsledky přímé RDA analýzy závislosti zrnitostního složení půd na fyziotypu vegetace. $Zrn<0,002$ mm fyzikální jíl, $Zrn0,002-0,05$ mm prach, $Zrn0,05-2$ mm písek.

9. Diskuse

9.1. Transformace krajiny vlivem těžby nerostných surovin a přirozená obnova vegetace těžebních tvarů

Hodnocené parametry prostředí

Z Českého krasu je známo, že se lomy liší mikroklimatickými podmínkami (Prach et al. 1999), které mají vliv na sukcesi vegetace. Lomy otevřené mívají v Českém krasu sušší mikroklima a nelesní vývoj vegetace, zatímco lomy uzavřené mívají vlhčí mikroklima a vývoj směřuje spíše k lesním porostům. U studovaných granodioritových lomů byly rozdíly v mikroklimatu také předpokládány, proto byly zaznamenávány proměnné aproximující mikroklimatické podmínky. Rozdíly v mikroklimatu jsou podmíněny typem lomu. Sušší mikroklima bylo předpokládáno u stěnových a velkých jámových lomů, naopak vlhčí mikroklima bylo předpokládáno u kaňonovitých, malých jámových a stěnových hloubených lomů. Velikost lomu a míra zatopenosti pak byly hodnoceny jako proměnné charakterizující jednak prostor pro vytvoření potenciální mozaiky vegetace, ale také jako proměnné charakterizující odlišnost mikroklimatických podmínek. Zatopené lomy mají jistě jiné mikroklima než lomy nezatopené a rozdíly v mikroklimatu mezi lomy závisí také na jejich velikosti (Prach et al. 1999).

Poloha lomu ve vztahu k reliéfu byla zaznamenávána ze dvou důvodů. Prvním důvodem je její předpokládaný vliv na rychlost kolonizace lomu vegetací. Lomy se svahovou či úpatní polohou jsou obohacovány půdotvorným materiálem z okolí a potenciálně jsou vystaveny také většímu přísunu diaspor než lomy s vrcholovou polohou a lomy v plochem reliéfu. Druhým důvodem je, že tato poloha má jistě také vliv na mikroklimatické podmínky. Lomy založené v úpatní poloze budou více zastíněné než lomy s vrcholovou polohou.

Zdroj diaspor v bezprostředním okolí lomů byl zaznamenáván proto, že je z dosud studovaných lomů známo, že zastoupení konkrétních druhů (taxonů) vždy nějakým způsobem odráží druhové složení okolní vegetace (Novák & Prach 2003, Sádlo & Tichý 2002). Rovněž bylo prokázáno, že nejdůležitější jsou zdroje diaspor v bezprostřední blízkosti, tj. do 100 m od okraje lomu (Novák & Prach 2003, Řehounková & Prach 2006, Novák & Konvička 2006).

Stáří lomu, respektive počet let od ukončení těžby, vypovídá o stáří probíhající sukcese. Počet let od ukončení těžby se ale nutně nerovná absolutnímu stáří všech sukcesních stádií zaznamenaných v jednom lomu, protože sukcese vegetace v lomech probíhá již v době provozu.

Typy stanovišť montánních tvarů byly kategorizovány tak, aby vypovídaly o jejich stabilitě a edafických a hydrických podmínkách, které do jisté míry předurčují charakter budoucí vegetace.

Dodatečné ovlivnění stanoviště a lomu jako celku, narušující spontánní vývoj, bylo hodnoceno proto, že na takto ovlivněných stanovištích může docházet ke změně druhového složení. Například sešlapávaná vegetace má zcela jiné druhové složení v důsledku neustálého narušování, nebo může disturbancemi docházet k udržování stanovišť v určité fázi sukcese jinými než přírodními mechanizmy. Takto může být blokován nástup konkurenčně zdatnějších druhů (Turner et al. 1998).

Diskuse výsledků

Ordinace zaznamenaných faktorů prostředí ukázala, že nejdéle uzavřené lomy jsou lomy malé. Počet let od uzavření lomu je tedy silně negativně korelován s velikostí lomu, což odráží skutečnost, že se na počátku rozvoje těžební činnosti kámen dobýval ručně s použitím malého množství trhaviny a těžilo se na místech, kde hornina vycházela na povrch. Celková rozloha granodioritových montánních tvarů, zjištěná při terénním mapování ve studovaném území, dosahuje 105 ha, což výrazně převyšuje rozlohu zjištěnou distančně z dat ZABAGED. V ZM 1:10 000 zaujímají těžební tvary studovaného území pouze 34 ha.

Rozloha 70 vymapovaných lomů ze 117 nepřesahuje 1000 m². Rozloha 47 vymapovaných lomů ze 117 je větší než 1000 m², z čehož 8 lomů má rozlohu 10000 – 50000 m² a 2 lomy jsou dokonce větší než 50000 m². Lomy s rozlohou nad 10000 m² jsou v převážné většině lomy mladší než 30 let.

Lomy menší než 1000 m² podle Pracha et al. (1999) zpravidla nedosahují takové velikosti, aby byly z hlediska vegetace samostatným krajinným segmentem. V případě studovaného území Skutečska jsou i malé lomy, které bývají často zatopené, významnými biotopy se specifickou biotou. Takovéto lomy totiž dodávají krajinně dva fenomény, které zde před těžbou nebyly příliš zastoupeny, a sice vodní plochy a skály. Mnohé lomové, dnes zalesněné, oblasti jsou také vedeny v ÚSES jako lokální biocentra, poskytující stanoviště pro řadu druhů rostlin a živočichů. Z živočichů se staly oblíbeným biotopem obojživelníků (lomy) a plazů (výsypky). Důvodem, proč jsou lomová jezera oblíbeným místem obojživelníků, je pravděpodobně vyšší obsah kyslíku ve vodě těchto jezer. Lomová jezera jsou plněna především puklinovou vodou s nízkým obsahem látek způsobujících eutrofizaci, a tudíž není rozpuštěný kyslík spotřebováván na rozkladné procesy. Vyšší obsah kyslíku ve vodě lomových jezer uvádí například Šobr (2007).

Lomy a výsyvky představují objekty, v nichž neplatí tradiční členění sukcese na sukcesí primární a sekundární. V lomech zůstávají běžně zachovány skrývkové etáže se zbytkem půdních horizontů či zvětralin matečné horniny a částí diaspor. Výsyvky často obsahují přemístěné skrývkové horizonty rovněž se zásobou diaspor, ale také zásobou přístupných živin a schopností vázat vodu. V lomech a na výsyvkách se proto setkáme spíše s přechody mezi primární a sekundární sukcesí, a proto zde může být sukcese v různých částech různě rychlá.

Studium sukcese vegetace na úrovni lomů jako celku ukázalo, že výsledná mozaika tzv. fyziotypů v granodioritových lomech závisí na míře zatopenosti lomu, stáří lomu a charakteru jeho okolí. Tyto vysvětlující proměnné vysvětlují 16 % celkové variability v mozaikovitosti fyziotypů. Největší část variability vysvětluje okolí lomů, respektive potenciální zdroj diaspor.

Druhové složení okolní vegetace předurčuje vytvoření specifických fyziotypů v průběhu sukcese. V případě dosud studovaných montánních tvarů bylo prokázáno, že nejdůležitější jsou zdroje diaspor vzdálené do 100 m od okraje lomu (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006, Novák & Konvička 2006).

Obecně směřuje vývoj vegetace ve studovaných granodioritových lomech se zdrojem diaspor lesních druhů ve svém okolí k lesním stádiím. Výjimkou jsou jen lomové stěny, kde je minimální prostor pro rozvoj vegetace vyšších rostlin. V lomech založených v agrárním bezlesí nebo v blízkosti lidských sídel je v nejstarších studovaných lomech stávajícím fyziotypem keřová vegetace, či břehové porosty. Břehové porosty jsou tvořeny převážně olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), která má schopnost šířit se na velké vzdálenosti. Břehové porosty v podstatě představují také fyziotyp stromové vegetace. Novák & Prach (2003) pro lomy v Českém středohoří prokázali, že závěrečné stádium sukcese je závislé na geografické poloze území, respektive na jeho klimatických podmínkách a při dostatečném množství srážek tvoří závěrečné stádium sukcese lesní porosty. Z lomů v Českém krasu či Českém středohoří je známo, že závěrečným stádiem sukcese mohou být vedle lesních porostů a křovin také xerothermní trávníky (Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003). Xerothermní trávníky představují na našem území azonální vegetaci stepní flóry podmíněnou srážkovým stínem, výhřevností substrátu či extrémní expozicí. Podle Nováka (2006) může být výskyt stepní vegetace podmíněn také extenzivní pastvou, která brání sukcesí dřevin. Novák (2006) se proto domnívá, že tato stadia, která se vytvořila v čedičových lomech Českého středohoří, budou postupně nahrazena lesem. Podle Atlasu podnebí Česka (2007) je Skutečsko srážkově bohatší než větší část Českého středohoří a průměrná teplota ve vegetační sezóně je nižší, tudíž má Skutečsko příznivější vláhovou bilanci, tzn. ve vegetační sezóně potenciální evapotranspirace nepřevyšuje úhrn srážek tak jako v Českém středohoří. Na základě těchto klimatických charakteristik lze proto předpokládat, že lesní porosty budou s největší pravděpodobností závěrečným stádiem sukcese ve všech zdejších lomech. Existence keřových porostů v lomech v agrárním bezlesí je tedy pravděpodobně pouze dočasná, ačkoliv může přetrvávat i několik desítek let. Příkladem dalšího fyziotypu, který může přetrvávat mnoho let, je fyziotyp nazvaný zapojená bylinná vegetace. Pokud v tomto fyziotypu dojde k vytvoření monodominantního zapojeného porostu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), může tento porost sukcesí dlouhodobě blokovat a být rezistentní invazím dřevin, což prokázal například Wiegleb & Felkins (2001) a Prach et al. (2001b)

Sukcese vegetace nastupuje bezprostředně po opuštění jednotlivých částí lomu. Zatímco se na dně lomu stále ještě těžší, na svazích a horních etážích již probíhá sukcese vegetace, proto vedle sebe mohou v jednom lomu krátce po uzavření koexistovat plochy s řídkou bylinnou vegetací iniciálních půd, bylinná vegetace a plochy se vzrostlým lesem. V mladších lomech se proto setkáváme s vyšší mozaikovitostí, která se s rostoucím sukcesním stářím lomu jako celku snižuje. Menší mozaikovitost je rovněž v lomech více zatopených, kde je menší prostor pro vytvoření specifických fyziotypů.

K vytvoření mozaiky fyziotypů v lomech obecně dochází již po poměrně krátké sukcesi, mnohem déle však trvá dosycování vytvořených fyziotypů typickými rostlinnými druhy, které by umožnily zařazení fyziotypu do jednotek fytoocenologické nomenklatury (Sádlo & Tichý 2002). Fyziotypy mohou být v lomech shodné, ale druhovým složením se mohou navzájem lišit v závislosti na jejich sukcesním stáří. Odlišnost stejných fyziotypů v druhovém složení podle mého názoru dokládá závislost druhového složení lomů na poloze lomu ve vztahu k reliéfu a dodatečném ovlivnění. Tyto faktory nebyly v případě mozaiky fyziotypů průkazné. Průkazný vliv polohy lomu ve vztahu k reliéfu podle mého názoru vypovídá o rozdílech v mikroklimatu, které se projeví až na úrovni druhového složení, nikoliv na úrovni zastoupení fyziotypů. Lomy s vrcholovou polohou jsou lomy otevřené, slunné, často využívané k rekreaci, v nichž nalezneme v lesním fyziotypu řadu heliofilních druhů světlých lesů (*Galium verum*, *Genista tinctoria*, *Cytisus nigricans*, *Cytisus scoparius* aj.). Obdobně se až na úrovni druhového složení projeví vliv dodatečného ovlivnění. Dodatečné ovlivnění způsobuje narušení spontánního sukcesního vývoje. Například rekreační aktivity v lomech způsobují lokální disturbance a umožňují existenci konkurenčně slabších druhů (Prach et al. 1999), skládkování naopak podporuje konkurenčně zdatné ruderalní druhy. Díky rekreaci jsou lomy obohaceny také o druhy sešlapávaných stanovišť (*Poa annua*, *Lolium perenne*, *Plantago major*, *Trifolium repens*).

Neprůkazný vliv typu lomu a velikosti lomu na zastoupení fyziotypů či druhové složení lomů lze vysvětlit vzájemnou korelací velikosti lomu a stáří lomu a vzájemnou korelací typu lomu a polohy lomu ve vztahu k reliéfu.

Mozaika fyziotypů a celkové druhové složení lomu jsou podmíněny pestrostí stanovišť. Na úrovni stanovišť byla sukcese vegetace studována také na výsypkách. Typ stanoviště (hodnoceno v lomech i na výsypkách) vysvětlí pouze 4,3 % celkové variability v druhovém složení stanovišť, respektive 7,3 % z variability po odečtení vlivu prostorové mezi-lomové a mezi-výsypkové variability. Procento vysvětlené variability není příliš vysoké, nicméně hodnoty pod 10 % nejsou u ekologických dat nijak neobvyklé (ter Braak & Verdonschot 1995).

Různé typy stanovišť se liší mikroklimatem, rychlostí pedogeneze a rychlostí sukcese vegetace. Klíčovými faktory ovlivňujícími rychlost sukcese na stanovištích v lomech a na výsypkách jsou obecně vstup a retence diaspor, mortalita diaspor, dostupnost vody, dostupnost živin a biotické interakce (Bradshaw 2000, Davis et al. 1985, Ash et al. 1994, Rowe et al. 2006). Jedním z nejdůležitějších faktorů, který ovlivňuje dostupnost a formu živin, je zejména pH (Wiegand & Felkins 2001, Prach & Pyšek 2007, Řehouňková & Prach 2006). Při nízkém pH bývají v půdě vyšší koncentrace hliníku či železa a při vysokém pH může být naopak železa nedostatek. Při vysokém pH bývá limitním prvkem také fosfor (Kovář 2002). Nedostatečná zásoba živin může mít za následek

omezení růstu například tím, že rostliny málo zásobené živinami koření mělce, a jsou tudíž více náchylné k vysychání (Fitter & Bradshaw 1974). Tyto faktory nebyly hodnoceny, přesto lze jejich průkazný vliv předpokládat také v granodioritových lomech.

Kromě faktorů prostředí působí do jisté míry v sukcesi vegetace také vliv náhody (Wiegleb & Felkins 2001). Náhodnost sukcese spočívá v druhovém složení kolonizujících rostlin, a na lokalitách se proto mohou vytvořit jak druhově bohatá stádia, tak monodominantní porosty. Mezi prvními kolonizátory mohou být jak byliny tak dřeviny a sukcese může dospět do stádia lesa, bylinné vegetace nebo mohou zůstat dlouhou dobu zachovány plochy bez vegetace (Wiegleb & Felkins 2001).

Typy stanovišť se a priori liší svým potenciálem pro rozvoj vegetace. Lomové stěny mají obecně malý potenciál pro vytvoření souvislejšího porostu vyšších rostlin a rostliny jsou zde navíc vystaveny extrémním podmínkám způsobeným nevyrovnaným hydrickým a teplotním režimem. Denní amplituda teplot může na skalních stěnách dosahovat desítek stupňů Celsia (Yuan et al. 2006). Na lomové stěně mohou rostliny růst pouze v puklinách či na skalních římsách. Více členité stěny se skalními římsami mají tedy větší potenciál pro vytvoření vegetačního krytu a výskyt dřevin na tomto typu stanoviště není neobvyklý, avšak sukcese zde bývá blokována neustálou rejuvenací (erozí, soliflukcí, vývraty).

Druhové složení lomových stěn závisí na jejich orientaci (Ursic et al. 1997). Jižně orientované stěny (platí pro severní polokouli) mají vyšší diverzitu bylin, severní orientace naopak mechů, lišejníků, stromů a keřů (Ursic et al. 1997). Přítomnost skalních říms významně zvyšuje druhovou bohatost (Ursic et al. 1997). Rozdíly v expozici lomových stěn nebyly v této práci v lomech studovány, nicméně z výsledků ordinace druhů a typů stanovišť je patrné, že se druhové složení stěn v závislosti na expozičních podmínkách liší. Ordinace stanovišť a druhů ukazuje, že se na stěnách vyskytují jak heliofytní druhy (*Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, *Genista tinctoria*) tak sciofytní druhy (*Polypodium vulgare*, *Dryopteris filix-mas*). Heliofytní druhy nalezneme na exponovaných lomových stěnách spíše mladých lomů, zatímco sciofytní druhy spíše na lomových stěnách starých lomů obklopených lesem a lomů úzkých uzavřených.

Na ostatních typech stanovišť můžeme předpokládat, že závěrečným stádiem sukcese budou lesní porosty. Stávající rozdíly v druhovém složení jsou z velké části dány rozdíly ve formě disturbancí a v edafických a hydrických podmínkách stanovišť. Tyto rozdíly se ale s rostoucím stářím většinou stírají. Některé typy stanovišť, jako např. základny lomů či výsyvky se skrývkovým materiálem, se již a priori liší například oproti kamenitým a skalnatým etážím. Základny lomů bývají v době uzavření lomu často pokryty vrstvou nadrcené horniny a díky zahlubování lomů a pronikání puklinové vody se tato stanoviště často vyznačují lepšími hydrickými podmínkami, jak bylo zjištěno průzkumem aktivních lomů. Odlišné výchozí podmínky pak předurčují rychlost sukcese a pedogeneze. Výsyvky se skrývkovým materiálem navíc obsahují zásobu původních diaspor a probíhá na nich spíše sekundární sukcese.

I přes rozdílné výchozí podmínky stanovišť sukcese tedy probíhá konvergentně k lesním porostům, a to buď přes stádia ruderalních bylin nebo přes stádia otevřených společenstev xerofilních oligotrofních stanovišť. Jak ale naznačují výsledky závislosti zrnitosti půd na fyziotypu vegetace (viz.

dále), může docházet k sukcesi dřevin již při iniciaci sukcese. Konvergentní vývoj k lesním porostům, přes různá stadia sukcese, má za následek rozdílnost druhového složení lesního fyziotypu.

Tento vývoj koresponduje s výsledky Pracha et al. (2001b), který srovnáním různých sukcesních sérií v nejen těžbou disturbovaných územích, kam sice nebyly granodioritové kamenolomy zahrnuty, prokázal, že sukcese probíhá v zásadě dvěma směry. Ruderální sukcesní série probíhá v zemědělské, industriální nebo urbanizované krajině na plochách bohatých živinami, zatímco neruderální série probíhá v lesní krajině, méně ovlivněné činností člověka a na živinami chudých nebo kyselých nebo vlhkých stanovištích. Také na příkladu granodioritových lomů a výsypek se potvrdilo, že jsou stanovištní podmínky a zdroj diaspor v okolí hlavními faktory ovlivňujícími průběh sukcese.

V sukcesi se obecně uplatňují druhy přítomné v okolí těžebních tvarů nebo druhy adaptované k šíření na velké vzdálenosti (Novák & Prach 2003, Sádlo & Tichý 2002, Bradshaw 2000). Druhy adaptované k šíření na velké vzdálenosti jsou především druhy anemochorní. Tyto druhy jsou prvními kolonizátory těžebních tvarů (Wiegleb & Felkins 2001). Vítr není důležitý pouze pro šíření rostlin, ale představuje důležitý vektor také pro půdní organismy, které pomocí větru těžební tvary také rychle kolonizují (Wanner & Dunger 2002).

Ve stromovém patře studovaných stanovišť proto převažují snadno se šířící euryekní druhy, které jsou na území České republiky uváděny také z výsypek po těžbě hnědého uhlí (Prach 1987, Frouz et al. 2008), pískoven (Řehouňková & Prach 2006), kamenolomů vlhčí části Českého středohoří (Novák & Prach 2003), odkališť (Kovář 2006) či z odvalů po těžbě uhlí (Koutecká & Koutecký 2006). Obdobné druhové složení stromového patra bylo pozorováno také například na výsypkách po těžbě břidlice v Anglii (Rowe et al. 2006). Těmito druhy jsou, na nevysychavých a úživnějších sukcesních plochách, nejčastěji olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrba jíva (*Salix caprea*) a topol osika (*Populus tremula*). Suchá a živinami chudá stanoviště zarůstají nejčastěji bříza bělokorá (*Betula pendula*), či borovice lesní (*Pinus sylvestris*), místy trnovník akát (*Robinia pseudacacia*). Výskyt třešně ptačí (*Prunus avium*), zaznamenaný v nejstarších lomech, indikuje již dostatečnou zásobu živin v půdě. Lomy v agrárním bezlesí nebo lidských sídlech se často vyznačují přítomností jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*), navíc úspěšně se zde zmlazujícího, což také indikuje dobrou zásobu živin v půdě. Expanze jasanu, v posledních letech uváděná z celé Evropy, souvisí s poklesem zemědělské aktivity (Marigo et al. 2000). Díky své odolnosti k nedostatku vody může jasan úspěšně kolonizovat také vysychavá stanoviště lomů a výsypek, kde je již dostatečná zásoba živin. Úspěšné zmlazování tohoto druhu na těžebních tvarech může souviset, obdobně jako u trnovníku akátu, s kompetičním potlačením růstu jiných druhů fyto toxickými látkami (Marigo et al. 2000).

9.2. Rychlost sukcese vegetace montánních tvarů reliéfu zjišťovaná pomocí analýzy leteckých snímků

Sledování rychlosti sukcese pomocí analýzy leteckých či družicových snímků umožňuje postihnout relativně dlouhé časové období na rozsáhlém území, je však bohužel omezené na relativně hrubé vegetační jednotky, tj. fyziognomicky odlišné, či na monitoring výrazných druhů (Bonifazi et al. 2003, Kadmon & Harari-Kremer 1999, Hudak & Wessman 1998, Müllerová et al. 2005). Na plochách v lomech proto byly vylíšeny 4 výrazně odlišné kategorie. Plochy bez vegetace, plochy s iniciální nezapojenou bylinnou vegetací, plochy se zapojenou bylinnou vegetací a plochy s dřevinou vegetací. Výsledky ukázaly, že vývoj vegetace (pokryvnost bylinné a/nebo dřevinné vegetace dosáhne 100 %) na montánních tvarech reliéfu v granitických horninách probíhá poměrně rychle. V průměru během 12 let dosáhne 94 % ploch v lomech pokryvnosti vegetace 100 %. Polovina ze zarostlých ploch v lomech zaroste během 15 let. V průměru během 9 let dosáhne 85 % ploch na výsypkách pokryvnosti vegetace 100 %. Polovina ze zarostlých ploch na výsypkách zaroste již během 8 let. Rychlejší zarůstání výsypek je pravděpodobně výsledkem lepších edafických a hydrických podmínek, neboť výsypky jsou často tvořeny směsí horninového materiálu a nadložní skrývky. Skrývka představuje přemístěné organické, organominerální a minerální půdní horizonty se zásobou živin, diaspor a schopností zadržovat vodu. Přítomnost skrývky a v ní obsažená zásoba diaspor by mohla také vysvětlovat vyšší podíl bylin v době zarostení oproti lomům. Mezi bezzásahovými plochami výsypek nebyly přítomny jiné typy výsypek než výsypky se skrývkou, a proto nebylo možné závislost rychlosti zarůstání na typu výsypky testovat.

Ve 20 čtvercích nedosáhla bylinná a/nebo dřevinná vegetace 100% pokryvnosti. Ve čtvercích přetrvávala vegetace iniciálních půd nebo byly zachovány plochy bez vegetace. 3 nezarostlé čtverce byly v lomech a 17 čtverců bylo na výsypkách. Nezarostlé čtverce v lomech byly všechny staré 26 let. Čtverce na výsypkách byly staré 2, 8 a 10 let. V lomech i po 26 letech mohou být zachovány plochy bez vegetace, ale na výsypkách byla ve všech případech již vytvořena iniciální vegetace. Navíc čtyři čtverce ze sedmnácti na výsypkách byly staré pouze 2 roky a mají tudíž velkou pravděpodobnost zarostení do 8 let, což je medián rychlosti zarostení pro plochy na výsypkách.

Rychlost zarůstání ploch v granodioritových lomech na Skutečsku koresponduje se zjištěními, která uvádějí Sádlo & Tichý (2002) z vápencových lomů Českého a Moravského krasu. Po 15 letech se v opuštěných lomech vytvoří dlouhodobě stabilní stav, kdy vedle sebe koexistují různé typy vegetace. Zachovány mohou být ale také plochy bez vegetace.

Rychlost sukcese vegetace na výsypkách po těžbě kamene nebyla na našem území doposud studována. Rychlost sukcese byla studována pouze na hnědouhelných výsypkách (Prach 1987). I přesto, že se primárně oba typy výsypek liší deponovaným materiálem, ale také klimatem, rychlost spontánní sukcese je srovnatelná. Prach (1987) uvádí vytvoření souvislého vegetačního krytu na hnědouhelných výsypkách během prvních 15 let sukcese a v době zarostení mají dřeviny také výrazně menší zastoupení než byliny. Dřeviny dosahují pouze 10% pokryvnosti a tento poměr se udržuje po 30 let.

Rychlost zarůstání je primárně závislá na abiotických podmínkách stanoviště, dostupnosti diaspor a mezidruhových vztazích (Bradshaw 2000, Jim 2001, Butaye et al. 2002, Novák & Prach 2003, Novák & Konvička 2006). Dalším neopomenutelným faktorem ovlivňujícím rychlost sukcese je způsob těžby. Moderní způsob dobývání, při kterém vznikají rozsáhlé lomy a výsypky, zvyšuje čas potřebný k přirozené kolonizaci (Cullen et al. 1998, Sádlo & Tichý 2002). Pomalá přirozená kolonizace rozsáhlých těžebních prostorů souvisí s nedostatečným vstupem diaspor z okolí. K rychlému zarůstání studovaných lomů a výsypek přispěla pravděpodobně jejich relativně malá rozloha (medián velikosti lomů je 580 m², medián velikosti výsypek je 1560 m²) a blízkost zdroje diaspor, kterými mohou být plochy neustále zásobovány. U studovaných čtverců ale nebyla prokázána závislost mezi rychlostí vytvoření 100% pokryvnosti vegetace a vzdáleností k ploše s vegetací. Tato vzdálenost byla zjišťována pro plochy v počátku sukcese, protože se plochy často dotýkaly a bylo nutné zjistit, zda není rychlost zarůstání prostorově autokorelována. Toto zjištění ukazuje, že absolutní vzdálenost není podstatná, průměrná nejkratší vzdálenost byla 19 m ± 14 m, tj. velikost směrodatné odchylky, protože všechny plochy ležely v bezprostřední blízkosti zdrojům diaspor.

Na ordinačních diagramech je možné odlišit jednotlivá sukcesní stádia a zastoupení mapovaných vegetačních tříd. Lépe je přítomnost jednotlivých kategorií patrná z ordinací kategoriálně vyjádřených tříd vegetace a kategoriálně vyjádřeného stáří. Zastoupení iniciální vegetace či ploch bez vegetace ve studijních čtvercích v lomech i po 20 letech sukcese je pravděpodobně způsobeno extrémností stanoviště. V případě studovaných lomů nelze vyloučit zablokování sukcese vlivem rekreace. Výrazný vliv na zpomalení zarůstání ploch mohou mít také disturbance způsobené herbivory, jak ve vápencových lomech prokázal Davis et al. (1985).

Novák & Prach (2003) a Sádlo & Tichý (2002) uvádějí, že v prvních letech sukcese v lomech dominují jednoleté či dvouleté druhy, které jsou postupně vystřídány hemikryptofty či fanerofyty. V bazaltových lomech Českého středohoří hemikryptofty expandují až po 10 letech sukcese, fanerofyty až po 25 letech sukcese. Na plochách ve studovaném území Skutečska je sukcese rychlejší. Fanerofyty se v lomech objevují již od 3. roku sukcese a začínají dominovat po 16 letech. Na výsypkách je expanze fanerofytů ještě rychlejší. Fanerofyty se objevují již mezi 3.-10. rokem a ve stejném období mohou také dominovat. Tento rozdíl mezi studovanými lomy a bazaltovými lomy je způsoben odlišnou geografickou polohou, neboť většina studovaných bazaltových lomů Českého středohoří leží v oblasti azonálního výskytu stepí a intenzivnější rozvoj fanerofytů je limitován nedostatkem vláhy. Klima je pro směr a rychlost sukcesního vývoje jedním z nejvýznamnějších faktorů prostředí (Novák & Prach 2003, Prach & Pyšek 2007). Z tohoto pohledu bylo výhodou, že jsou studované lomy a výsypky koncentrovány na malém území a rozdíly v rychlosti sukcese nejsou ovlivněny klimatickým gradientem.

9.3. Biodiverzita těžebních tvarů zjišťovaná pomocí transektů

S určitou nadsázkou můžeme lomy ve studované převážně agrární krajině považovat za tamní horká místa biodiverzity, tzv. hot spots. Je samozřejmé, že transekty nepostihují celkovou biodiverzitu širšího okolí, což dokládá také přehled běžných druhů nezachycených na transektech, přesto v krajině přítomných, nicméně lomy svou stanovištní pestrostí, tj. pestrostí abiotických podmínek, umožňují koexistenci řady druhů na relativně malém prostoru. Vztah biodiverzity a geodiverzity byl prokázán řadou výzkumů (například Burnett et al. 1998).

V průběhu sukcese obecně roste druhová diverzita společenstev rostlin a živočichů (Moravec 1994, Elgermsa 1998, Schulz & Wiegleb 2000). Přesto mohou pokročilejší stádia sukcese vegetace, za určitých podmínek, vykazovat nižší diverzitu rostlin než mají raná stádia. Navíc se mohou počtem druhů značně lišit i stejná sukcesní stádia, například bylinná vegetace (Wiegleb & Felkins 2001, Schulz & Wiegleb 2000).

Rozdíly v diverzitě druhů mezi jednotlivými mapovanými typy vegetace (fyziotypy) i značná variabilita v počtu druhů u jednotlivých fyziotypů, byly zjištěny také na studovaných plochách v granodioritových lomech a na výsypkách Skutečska (srov. Obr. 43 a Obr. 44). Druhově nejbohatším fyziotypem sukcesních ploch byla bylinná vegetace. Tento fyziotyp zároveň vykazoval vysokou variabilitu v počtu druhů. Schulz & Wiegleb (2000) na příkladu uhelných výsypek ukázali, že vysoká variabilita v diverzitě druhů mezi srovnatelnými sukcesními stádii je způsobena biotickými interakcemi. Také na uhelných výsypkách vykazovaly bylinné porosty velkou variabilitu v počtu druhů. Důvodem této variability byla prezence či absence konkurenčně silného druhu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Nejmenší druhovou bohatost měly porosty s dominancí třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), jejíž zapojený porost je jen obtížně kolonizován dalšími druhy (Schulz & Wiegleb 2000), zatímco nejvyšší druhovou bohatost dosahovaly porosty bylin bez přítomnosti tohoto druhu. Na studovaných plochách na Skutečsku byla třtina křovištní také jedním z dominantních druhů bylinné vegetace, a je tedy možné se domnívat, že její přítomnost bude ovlivňovat druhovou diverzitu. Třtina křovištní dosahovala určité míry pokryvnosti na všech studovaných plochách s bylinnou vegetací. Druhově bohatá zapojená bylinná vegetace je s největší pravděpodobností na těch plochách, kde došlo k ecesi třtiny křovištní až ve vytvořeném druhově bohatém stádiu řídké bylinné vegetace iniciálních půd. Tento předpoklad by potvrdzovalo sdílení řady druhů stádii vegetace iniciálních půd a bylinné vegetace (viz. kapitola 8.1.5, Obr. 36). Pokud je zapojená bylinná vegetace naopak druhově chudá, došlo zřejmě již při iniciaci sukcese k ecesi třtiny křovištní a k vytvoření zapojeného porostu, nebo se jedná o staré porosty, kde již byly mnohé druhy konkurenčně vyloučeny.

Příkladem pokročilejšího sukcesního stádia vykazujícího menší diverzitu než raná stádia je mecho-kapradinová vegetace, která dosahovala na studovaných plochách nejnižší druhové diverzity. Tento typ vegetace se vyvíjí nejčastěji v zastíněných částech pod stěnami na akumulacích neodtěženého lomového kamene, na osypech pod lomovými stěnami či na výsypkách. Zastíněné polohy jsou optimální pro rozvoj mechového patra, které zde dosahuje největší pokryvnosti, ale nedostatek světla spolu s neustálou dynamikou substrátu neumožňují větší rozvoj stromového patra.

Z cévnatých rostlin zde nalezneme pouze omezené spektrum sciofytů či druhů ke světlu indiferentních, např. *Dryopteris filix mas*, *Polypodium vulgare*, *Geranium robertianum*.

Mezi ostatními fyziotypy, které nejsou podmíněny typem stanoviště, například vegetace iniciálních půd, bylinná vegetace se solitárními dřevinami, mladý les a sukcesně starší les, nebyly prokázány rozdíly v diverzitě druhů, a nelze tedy potvrdit ani vyvrátit zvyšování diverzity v průběhu sukcese. Vyjma vegetace iniciálních půd, je také diskutabilní seřazení těchto fyziotypů podle sukcesního stáří.

Tyto fyziotypy vykazují vysokou celkovou druhovou bohatost všech zaznamenaných druhů v těchto fyziotypech, což ukazuje, že jsou ve složení značně druhově proměnlivé. Variabilita druhového složení je dána zdrojem diaspor v okolí, který má v sukcesi vegetace rozhodující úlohu (Wiegleb & Felkins 2001). Sukcesní plochy v lomech obklopených lesem mají jiné druhové složení než plochy v lomech v agrárním bezlesí (blíže viz. kapitola 8.1.4). Rozdíly mezi plochami se časem stírají, ale sukcese zde ještě neprobíhá dostatečně dlouho na to, aby se vyvinula ustálená společenstva. Neustálené druhové složení zároveň neumožňuje zařazení fyziotypů do jednotek fytoecologické nomenklatury.

Z celkového počtu 182 druhů zaznamenaných na studovaných plochách, se 25 druhů vyskytovalo pouze na kontrolních plochách a nebylo přítomno v sukcesních stádiích. Naopak 60 druhů se vyskytovalo pouze v sukcesních stádiích a nebylo přítomno na kontrolních plochách. Významnou část druhů zaznamenaných v sukcesních stádiích a nepřítomných na kontrolních plochách tvoří druhy otevřených oligotrofních spíše suchých biotopů, které mizejí z intenzivně obhospodařované krajiny. Příčiny ústupu druhů otevřených, nelesních, oligotrofních stanovišť shrnuli Tropek a Konvička (2008) a Van Swaay (2002). Hlavní důvody spatřují v opouštění tradičních způsobů hospodaření v zemědělské krajině, unifikaci zemědělského hospodaření, eutrofizaci krajiny a scelování pozemků. Za eutrofizaci krajiny je zodpovědný hlavně zvýšený obsah dusíku a fosforu, přičemž důležitý není pouze jejich vstup do prostředí ve formě imisí, ale podstatnou roli hraje také nedostatek jejich exportu v podobě biomasy v důsledku absence managementu. V eutrofizované krajině pak dochází k expanzi konkurenčně zdatnějších druhů ruderalních. Ruderalizace a eutrofizace krajiny je problémem ohrožujícím existenci celé řady druhů (Chytrý et al. 2001).

Tři z druhů nepřítomných na kontrolních plochách, ale zaznamenaných v sukcesních stádiích, jsou druhy uvedené v Červeném seznamu cévnatých rostlin (Procházka 2001). *Chamaecytisus ratisbonensis* a *Centaurea cyanus* jsou druhy zařazené do kategorie C4 mezi vzácnější taxony vyžadující další pozornost, které zatím nelze zařadit do žádné z kategorií ohrožení. *Filago minima* je v Červeném seznamu zařazen do kategorie C3 mezi ohrožené taxony vykazující trvalý ústup.

Na studovaných transektech byla prokázána vyšší druhová diverzita v lomech než na kontrolních plochách. Vysoká druhová diverzita vázaná na lomy je známa na našem území také z lomů v Českém a Moravském krasu či Českém středohoří (Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003). V zahraničí tuto skutečnost dokládají například vápencové lomy v Anglii (Cullen et al. 1998) nebo lom Nusloch u Heidelbergu, který hostí čtvrtinu všech druhů rostoucích ve spolkové zemi Bádensko-Württenbersko (Cílek 2002). Lomy se tak paradoxně mohou v intenzivně využívané krajině stát nejbohatšími prvky.

Rozdíl v diverzitě výsypek oproti kontrolním plochám se nepodařilo prokázat. Stanovištní pestrost výsypek je ve studovaném území mnohem menší, což neumožňuje koexistenci různých fyziotypů. Sukcese vegetace na výsypkách směřuje téměř vždy k lesu (viz. kapitola 8.1.3). Výsypky mají srovnatelnou diverzitu s kontrolními plochami. Absence studií na obdobných typech stanovišť neumožňuje srovnání výsledků diverzity na výsypkách. Známý jsou pouze příklady z hnědouhelných výsypek a z výsypek popílku. Wali (1999) například zaznamenal téměř 2x více druhů na kontrolních plochách než na hnědouhelných výsypkách. Vaňková & Kovář (2004) na příkladu úložišť popílku také zaznamenali vyšší diverzitu na kontrolních stanovištích. Rozdílné výsledky jsou z velké části zapříčiněny charakterem kontrolních ploch, které s výsypkami srovnáváme. Ve studovaném území Skutečska s převahou umělých fytoocenóz nelze u kontrolních ploch výrazně vyšší diverzitu očekávat.

Počet druhů těžebních tvarů průkazně závisí také na pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater. Celkový počet druhů na studovaných plochách roste s rostoucí pokryvností bylinného patra, kdežto při dosažení určité pokryvnosti mechového, keřového či stromového patra, počet druhů cévnatých rostlin na ploše klesá. Na plochách se zapojeným keřovým patrem či stromovým patrem počet druhů cévnatých rostlin klesá, což může souviset s poklesem intenzity světla a konkurenčním vyloučením některých druhů bylin. Zobecnění závislosti počtu druhů na pokryvnosti vegetačních pater má nicméně také svá úskalí a platí podle mého názoru pouze v případě, že nedojde k ecesi konkurenčně zdatných druhů, např. *Calamagrostis epigejos* (Schulz & Wiegand 2000).

9.4. Vývoj půd na těžebních tvarech

Absence půdy a v ní obsažené zásoby diaspor je hlavním kritériem odlišujícím primární a sekundární sukcesí. Všeobecně uznávaný model popisující vývoj půd jako výsledek spolupůsobení několika faktorů shrnul Jenny (1941) a uvedl, že půda je výsledkem působení klimatu, organismů, mateřského substrátu, topografie a času. Jenny (1941) tak doplnil o reliéf a čas předchozí Dokučajevův model. Později byl tento model doplněn ještě o vliv člověka, který svou činností vývoj půd přímo či nepřímo ovlivňuje (Amundson & Jenny 1997). Vývoj půd, jako výsledek interakce abiotických a biotických procesů, je nezbytným předpokladem sukcese. Při sukcesí vegetace dochází k vývoji půd a tento vývoj vegetací zpětně ovlivňuje (Moravec 1969). Rostliny poskytují organický materiál pro tvorbu půdy a ovlivňují její formování růstem kořenů, kořenovými exudáty, oběhem minerálních látek. Rostliny také modifikují obsah vody v půdě a usnadňují růst půdních organismů (Walker & del Moral 2003). Na druhovém složení vegetace je závislá akumulace a kvalita organického materiálu (Bardgett 2005), který je hlavním zdrojem živin a hlavním faktorem zpětně ovlivňujícím vývoj vegetace (Elgersma 1998). Kvalita opadu ovlivňuje složení půdních organismů, které společně s teplotou, vlhkostí, pH, mírou provzdušnění půdy a obsahem živin v půdě determinují rychlost dekompozice a humifikace (Bradgett 2005).

Průkazná závislost mocnosti půdních horizontů na fyziotypu vegetace a pokryvnosti vegetačních pater koresponduje s výše popsanými zákonitostmi. Optimální podmínky pro dekompozici a humifikaci, stejně jako nejdelší pedogenezi, nalezneme na plochách nezasažených těžbou. Na těchto plochách můžeme oproti sukcesním plochám předpokládat vyrovnanější chod půdní teploty, půdní vlhkosti a bohatší společenství půdních organismů. Půdní organismy jsou v procesu rozkladu organické hmoty a formování humusové vrstvy důležitými činiteli. Bez zapravování organických látek do půdy a promíchávání s minerální složkou by nedocházelo k formování humusového organominerálního horizontu (Frouz et al. 2008). Imigrace půdních organismů (edafonu) většinou není vyjma některých zástupců makrozoedafonu a mykorhizních hub limitujícím faktorem tvorby půdy na sukcesních plochách (Bradshaw 2000). Hlavním vektorem šíření půdních organismů je totiž vítr (Wanner & Dunger 2002).

Největší mocnost humusového horizontu nalezneme u kontrolních ploch na louce. Také v rámci sukcesních ploch byla největší mocnost humusového horizontu nalezena pod bylinnou vegetací. Bylinná vegetace, respektive travní společenstva, produkují každoročně velké množství snadno rozložitelného opadu a odumřelých kořenů. Snadná rozložitelnost organické hmoty produkované bylinami je dána vysokým zastoupením snadno rozložitelných látek (celulóza, cukry, aminokyseliny) a nízkým zastoupením složitých polymerních sloučenin, např. ligninu (Reintam 2002), a proto tento opad rychleji podléhá mineralizaci či humifikaci. Mocnost humusového horizontu lučních kontrolních ploch přesahující 20 cm, je ale také výsledkem historického využívání a nikoliv pouze přirozené humifikace odpovídající klimatickým podmínkám a typu substrátu. Na mapách stabilního katastru byla na místech dnešní luční vegetace pole, která byla obohacována zaorávanými organickými zbytky, což vedlo k tvorbě orničního (Ap) horizontu, který je dodnes patrný.

Obsahuje-li opad vyšší podíl sekundárních metabolitů, zejména ligninu, probíhá jeho rozklad pomaleji (Nierop et al. 2001). Největší mocnost opadu, ze sukcesních i kontrolních ploch, nalezneme ve fyziotypu nazvaném vegetace skalních říms a v mechokapradinové (suřové) vegetaci. Opad se akumuluje na mechovém patře, které jak na skalních římsách, tak na sutích dosahuje ze všech fyziotypů největší pokrývnosti. Opad není ale produkován pouze vegetací těchto fyziotypů, ale na mechovém patře se hromadí obtížně rozložitelný opad z okolní vegetace.

Porozumění zákonitostem intenzity dekompozice, humifikace a mineralizace na studovaných plochách by vyžadovalo daleko detailnější studium substrátových a mikroklimatických podmínek současně se znalostí chemického složení opadu, mikrobiální aktivity a znalostí sukcese edafonu. Pro srovnání rychlosti akumulace organických látek, jejich dekompozice a humifikace na plochách se spontánní sukcesí navíc neexistují obdobné studie. Rychlost tvorby horizontů byla sledována pouze na písčinych dunách v Holandsku (Elgermsa 1998, Nierop et al. 2001) či na výsypkách po těžbě bitumenózních břidlic v Estonsku (Reintam et al. 2002). Nierop et al. (2001) a shodně Reintam et al. (2002) prokázali pozitivní vztah mocnosti půdních horizontů a sukcesního stáří. Sukcese na jimi studovaných plochách byla pouze jednosměrná a směřovala přímo k lesu bez existence dlouholetých bezlesých stádií bylinné vegetace, které se vytvářejí v lomech na Skutečsku a která mají přirozeně vyšší mocnost humusového horizontu. V procesu akumulace organické hmoty mají nejdůležitější roli trávy, zejména hlubokokořenící, jako je např. *Calamagrostis arundinacea* (Reintam et al. 2002). Mocnost opadu či humusového horizontu je důležitá hlavně v mladších fázích sukcese, ale ve starších fázích již není rozhodujícím parametrem (Elgermsa 1998). Po určité době je rovněž dosaženo rovnováhy mezi akumulací organické hmoty a její mineralizací. Dosažení rovnováhy je závislé na zrnitosti substrátu přičemž rychleji je jí dosaženo na jemnozrnných než hrubozrnných substrátech (Stevenson 1994). Dosažená rovnováha může být nicméně v průběhu sukcese narušena. Úbytek mocnosti humusu dokládá na příkladu již 1000 let probíhající primární sukcese na izostaticky se zvedajících ostrovech ve Finsku Aiko et al. (2000). Humusový horizont zde ubývá v důsledku vyšší produkce obtížně rozložitelného opadu staršími sukcesními porosty a zároveň také v důsledku ochuzování půdy o bazické kationty, jehož následkem je úbytek bylin.

Sukcese půd a závislost půdních vlastností na vegetaci a v podstatě i stáří je dobře patrná také z analýzy chemických půdních vlastností. Měřené chemické půdní vlastnosti studovaných lokalit na Skutečsku byly průkazně závislé na půdním horizontu a v případě humusového horizontu také na fyziotypu vegetace a zrnitostním složení půd. Závislost chemických půdních vlastností B/C horizontu na fyziotypu či zrnitostním složení se nepodařilo prokázat. Prokázaná závislost dokládá souvislost vývoje půd s vegetačním krytem, zastoupením a kvantitou půdních organismů, jejichž vliv se s rostoucí hloubkou snižuje. Proto se nepodařilo prokázat shodné závislosti jak pro A tak pro B/C horizont.

Lokality se primárně neliší chemickými vlastnostmi substrátu, nicméně rozdílné výchozí fyzikální vlastnosti substrátu nelze vyloučit. Jak již bylo diskutováno v předchozích kapitolách, základny či etáže lomů v době uzavření jsou často pokryty prachovitou vrstvou nadrcené horniny. Lze se tedy domnívat, že minerály nadrcené prachovité vrstvy velice rychle zvětrávají a sukcese vegetace a pedogeneze může na takovýchto místech probíhat rychleji. Z analýzy závislosti zrnitostí na fyziotypu

vegetace, která vyšla průkazná, je patrné, že největší podíl jemné frakce nalezneme na kontrolních stanovištích. V rámci sukcesních ploch je zajímavá též odlišnost ploch s fyziotypem mladého lesa a jeho silná vazba na prachovitou zrnitostní frakci jemnozeme. Tento vztah by mohl naznačovat odlišnost probíhajících sukcesních sérií v lomech směřujících k lesním (stromovým) porostům. Podle mého názoru je tedy možné se domnívat, že sukcese na plochách s vysokým podílem hrubé zrnitostní frakce v jemnozemi probíhá od stádia řídké vegetace, přes stádia bylinné vegetace ke stromovým porostům, zatímco na plochách s vyšším podílem prachovitých a jílovitých částic je sukcese iniciována jak bylinami tak dřevinami a přímo směřuje ke stromovým porostům přes stádium mladého lesa. Vyšší obsah prachu a jílu vytváří lepší předpoklady pro adsorpci vody a živin a plochy jsou tudíž méně náchylné k vysychání (Bardgett 2005, Aiko et al. 2000, Parker 1991), což vytváří lepší předpoklady pro přežití dřevin. U ploch s vyšším podílem písku nejprve musí dojít k akumulaci jemné frakce z rozkladu organické hmoty, a proto se dřeviny prosazují až později. Rozdíl v obsahu zrnitostních frakcí není podle mého názoru dán sukcesním stářím, jak naznačuje také průměrné stáří fyziotypu mladého lesa.

Pozice stromových porostů sukcesních ploch ve středu ordinačního diagramu indikuje, že se tento fyziotyp může vytvořit na stanovištích s jakýmkoliv zrnitostním složením, což podporuje uvedený předpoklad o rozdílu v sukcesních sériích konvergentně směřujících ke stromovým porostům. Pro testování závislosti fyziotypů na zrnitosti vzorků nebyl dostatečný počet půdních rozborů.

Z chemických půdních parametrů má v procesu primární sukcese jednu z klíčových rolí obsah dusíku v půdě, který ovlivňuje jak rychlost, tak i směr sukcese (Bradshaw, 2000). Množství dusíku je závislé na mikrobiálních pochodech v půdě a formě humusu a vyjadřuje jak obsah dusíku vázaného v organických sloučeninách, tak obsah nitrátového a amoniakálního dusíku (Reintam et al. 2002). Dusík vázaný v organických sloučeninách představuje dusík vázaný v odumřelé organické hmotě, humifikací vytvořených sloučeninách a zároveň v tělech půdních mikroorganismů. V rostlinných pletivech, které tvoří podstatnou část odumřelé organické hmoty v půdě, se obsah dusíku mezi druhy liší (Kovářová & Frantík 2004) a současně se liší také mezi jedinci téhož druhu v závislosti na typu stanoviště (Nadporozhskaya et al. 2006). Obsah dusíku v půdách se sukcesním stářím obecně roste (Crocker & Mayor 1955, Crocker & Dickson 1957, Wali 1999, Nierop et al. 2001, Frouz 2008, aj.). Pro akumulaci dusíku v půdě v procesu primární sukcese je důležitá přítomnost tzv. dusík fixujících rostlin, například rostlin z čeledi bobovitých (Schmidt et al. 1999, Vitousek 1994). Podle Bradshaw (2000, cit. Marrs et al. 1983) mohou dusík fixující rostliny přispět k akumulaci dusíku více jak 100 kg/ha/rok. Crocker & Mayor (1955) studovali akumulaci dusíku na příkladu morény na Aljašce, která dosahovala 50 let od ústupu ledovce v humusovém horizontu pod lesním stádiem s olší průměrně 26 kg N/ha/rok. Se započítáním obsahu dusíku v opadu pak 68 kg N/ha/rok. Vývoj stromového porostu s dominantním podílem olše byl považován za klíčový faktor v procesu akumulace dusíku.

Průměrná hodnota obsahu celkového dusíku pro studované kontrolní plochy v lese na Skutečsku byla 3,6 g/kg. Půdy stromových porostů sukcesních ploch s odhadnutým průměrným stářím 47 let vykazovaly obsah dusíku 2,5 g/kg. Tento obsah byl srovnatelný také se zapojenou bylinnou vegetací sukcesních ploch s odhadnutým průměrným stářím 29 let, na nichž dosahoval 2,3 g/kg. Wali (1999) a Down (1975) na výsypkách po těžbě uhlí zaznamenali u 45 let starých porostů bylinné

vegetace obsah celkového dusíku 1,0 g/kg a 1,1 g/kg. Na písčinných dunách Nierop et al. (2001) u 40 let starých porostů s dominancí borovice zjistil obsah celkového dusíku v humusovém horizontu 1,2 g/kg. Reintam et al. (2002) u 34 let starých porostů s dominancí borovice na výsypkách po těžbě břidlice zjistil obsah celkového dusíku 1,9 g/kg. Bardgett & Walker (2004) dokumentovali 2 g/kg akumulovaného dusíku již 12-15 let od ústupu ledovce, navíc byl prokázán pozitivní vliv dominanty stromového patra (*Alnus glutinosa*) na velikost mikrobiální biomasy.

Dominantním zastoupením olše (*Alnus glutinosa*) na studovaných sukcesních plochách se stromovou vegetací na Skutečsku můžeme tedy pravděpodobně vysvětlit vysokou akumulaci dusíku ve srovnání s publikovanými výsledky (srov. Nierop et al. 2001, Reintam et al. 2002, Wali 1999, Down 1975). Mezi srovnávanými lokalitami je však rozdíl v klimatu, které rychlost akumulace dusíku ovlivňuje, což v případě uhelných výsypek dokládá Wali (1999).

V průběhu sukcese však dochází také k akumulaci dusíku v obtížně rozložitelném organickém materiálu a tím ke zpomalení jeho koloběhu. Dusík je takto vázán zejména v ligninu v opadu ze stromové vegetace (Reintam et al. 2004), což dokládají nejvyšší naměřené hodnoty u kontrolních ploch v lese s dominancí jehličnanů. Vazbou dusíku v organické hmotě je ale zároveň zabráněno jeho případným ztrátám vyplavováním.

Rostoucí obsah dusíku v půdách však není vždy žádoucí, neboť může vést k vytlačení ochranně hodnotných konkurenčně slabých společenstev (Bradshaw 2000), která právě v lomech nacházejí náhradní stanoviště. Eutrofizace krajiny, zejména vlivem rostoucí koncentrace dusíku a fosforu, je jedním z největších nebezpečí ohrožujících existenci celé řady přírodních biotopů v České republice (Chytrý et al. 2000).

S rostoucím obsahem dusíku na studovaných plochách na Skutečsku pozitivně koreluje obsah oxidovatelného uhlíku (Cox). Jeho obsah stejně jako obsah dusíku pozitivně koreluje se sukcesně nejstaršími stádii dřevinné vegetace. Na plochách, kde sukcese dospěla k lesu, dosáhla za 47 let průměrná hodnota Cox 49 g/kg. Zvyšující se obsah uhlíku dokládají také již výše citované studie primárních sukcesních sérií. Na písčinných dunách v Holandsku dosáhla akumulace Cox po 40 letech 21,7 g/kg (Nierop et al. 2001), na výsypkách po těžbě břidlice v Estonsku pak za 34 let 75,2 g/kg (Reintam et al. 2002). Bardgett & Walker (2004) dokumentovali dokonce 26g/kg akumulovaného Cox již 12-15 let od ústupu ledovce. Rychlost jeho akumulace v humusovém horizontu je závislá nejen na množství opadu, ale také na jeho kvalitě a rychlosti dekompozice, jak již bylo uvedeno výše. Richter et al. (1999) například zjistil, že pouze 4 % uhlíku z celkového uhlíku akumulovaného v opadu se váže v humusu. Tato hodnota však uvádí vazbu uhlíku, který pochází z obtížně rozložitelného borového opadu.

Kvalita a obsah humusu ovlivňují růst rostlin prostřednictvím ovlivnění dostupnosti vody a kationtů v půdách (Walker & del Moral 2003). Kvalitu humusu můžeme odhadovat na základě poměru celkového uhlíku ku celkovému dusíku. Tento poměr je závislý na poměru uhlovodíků a dusíkatých sloučenin. Ottenhof et al. (2007) uvádí, že kvalitní humus má poměru C:N menší než 20, je-li poměr větší než 20 považuje humus za málo kvalitní. Lepší kvalitu vykazuje humus u bylinné vegetace a naopak horší kvalitu humus pod dřevinnou vegetací. Na studovaných sukcesních plochách na Skutečsku i v pokročilých fázích sukcese nevykazuje humus špatnou kvalitu, neboť stromová

vegetace je tvořena pionýrskými druhy listnatých dřevin na rozdíl od lesů na kontrolních stanovištích s dominantním podílem jehličnanů a netvoří takový podíl sekundárních metabolitů. Jak však uvádí Kovářová (2006) také mezi pionýrskými dřevinami např. břízou bělokorou (*Betula pendula*) a topolem osikou (*Populus tremula*), jsou v obsahu těchto sekundárních metabolitů velké rozdíly.

Množství sorbovaných bazických kationtů na studovaných lokalitách na Skutečsku nejsilněji pozitivně koreluje s fyziotypem mladého lesa. Tato silná vazba může mít souvislost s odlišnými fyzikálními podmínkami stanovišť, na kterých se tento fyziotyp vytváří, jak bylo uvedeno výše. Z nadrcené prachovité vrstvy může docházet k většímu uvolňování kationtů vlivem rychlejšího zvětrávání primárních minerálů. Uvolněné kationty mohou být zároveň ihned adsorbovány na povrchu koloidů a nejsou vyplavovány.

V raných fázích sukcese obsah prvků obvykle stoupá, tak jak se do půdy dostávají prvky z rozkladu organické hmoty, ale později dochází k jejich vyplavování (Bardgett 2005). Tomuto tvrzení by odpovídala na studovaných plochách zjištěná vzájemná pozitivní korelace celkového množství sorbovaných bazických kationtů (S) jak s nasyceností sorpčního komplexu (V) tak s kationtovou výměnnou kapacitou (CEC). Mladá sukcesní stádia, která se vyznačují relativně malým množstvím kationtů a zároveň též minimální velikostí sorpčního komplexu, vykazují vysokou nasycenost. S rostoucím stářím se sorpční komplex půdy zvětšuje, což souvisí s nárůstem organických koloidů (roste počet vazebných míst) (Stevenson 1994). Obsah bazických kationtů na studovaných plochách také roste, ale pomaleji, navíc je část kationtů pravděpodobně z půdy vyplavována. Proto starší stádia, byť vykazují vyšší celkovou hodnotu obsahu bazických kationtů, mohou mít nasycenost sorpčního komplexu menší než mladší stádia, což je patrné také z ordinačního diagramu ukazujícího pozitivní korelaci kationtové výměnné kapacity s koloidní frakcí půdy (Obr. 53). Silnější negativní korelace sukcesně starých kontrolních ploch s luční vegetací s obsahem bazických kationtů v porovnání s kontrolní lesní vegetací pravděpodobně souvisí se zvýšeným exportem prvků v odebírané biomase v případě luční vegetace.

S rostoucím stářím sukcesních sérií dochází na studovaných plochách k poklesu pH. Negativní korelace stáří, reprezentovaná kontrolními plochami, s nasyceností sorpčního komplexu a zároveň pozitivní korelace nasycenosti s ranými stádii sukcese ukazuje na postupné okyselování půdy a vymývání bazických kationtů, které jsou v sorpčním komplexu nahrazovány H^+ a Al^{3+} . To vysvětluje, proč sukcesně mladá stádia tedy vykazují nejvyšší hodnoty pH. Postupné okyselování půd v průběhu sukcese je dokumentováno v řadě prací, bez ohledu na klima, typ substrátu či vegetace (Crocker & Major 1955, Crocker & Dickson 1957, Down 1975, Frouz 2008, Nierop et al. 2001 aj.), nicméně u extrémně kyselých substrátů může během sukcese dojít k vzrůstu pH (Walker et al. 2002). Nejvyšší průměrná hodnota pH (6,3) byla naměřena u mladých stromových porostů s průměrným stářím 12 let. Shodné hodnoty pH vykazovaly také plochy bez vegetace. Nejnižší průměrná hodnota pH (4,7) byla ze sukcesních ploch zjištěna u lesních stádií. Stáří těchto lesních stádií bylo odhadnuté z leteckých snímků na 47 let. Pokud budeme vycházet z předpokladu, že zjištěná hodnota pH stávajících ploch bez vegetace byla shodná s hodnotou pH ploch, na kterých je dnes vzrostlý les, znamená to, že za 47 let klesla hodnota pH o 1,6. U kontrolních ploch v lese je hodnota pH ještě o 1 jednotku nižší, což už

odpovídá extrémně kyselé půdní reakci. Srovnatelný pokles pH zjistil též Frouz et al. (2008) u 41 let staré sukcesní série na hnědouhelných výsypkách.

Na poklesu pH v průběhu sukcese se nepodílí pouze vyplavování bazických kationtů, ale také biogenní tvorba karboxylových kyselin a kořenových exudátů, disociace CO_2 , či příjem amoniakálního dusíku rostlinami (Samec & Formánek 2007). Při jeho příjmu rostliny do půdy uvolňují vodíkové ionty snižující hodnotu pH (Bardgett 2005). Nesmíme ale zapomenout, že jednou z nejvýznamnějších příčin acidifikace půd je antropogenní acidifikace v podobě kyselé atmosférické depozice. Zatímco emise SO_2 a NO_x z velkých zdrojů klesly, emise těchto sloučenin z malých a zejména mobilních zdrojů rostou (Hruška 2001). Tyto sloučeniny jsou v atmosféře a na povrchu vegetace oxidovány za vzniku kyseliny sírové a dusičné, což má za následek snížení pH srážek a okyselování půdy.

9.5. Shrnutí: Přirozená obnova vegetace a půd granodioritových těžebních tvarů

Těžbou nerostných surovin dochází k výrazné změně reliéfu. V České republice dosahoval rozsah ploch dotčených těžbou v roce 2006 rozlohy 61 538 ha, tj. 0,8 % území (Statistická ročenka životního prostředí ČR 2007). Na Skutečsku, které bylo významnou těžební oblastí granodioritu (Hájek 1931), tzv. skutečské žuly, bylo těžbou přímo ovlivněno 105 ha. Pro srovnání v dolním Posázaví, také významné těžební oblasti granodioritu, bylo na stejné ploše těžbou ovlivněno pouze 27 ha (Chuman 2002). Pokud budeme uvažovat, že lomy a výsypky ovlivňují své okolí (prašností, hlukem, sítí cest v okolí lomů, atd.) alespoň do vzdálenosti 100 m od okraje, pak se nám plocha dotčená těžbou na Skutečsku zvýší téměř pětkrát na 493 ha.

Výsledky zjištěné na Skutečsku dokládají, že rovněž granodioritové lomy a výsypky mají velký potenciál obnovy cestou spontánní sukcese. Rychlost a směr této obnovy je závislý na mnoha faktorech.

Rychlost sukcese v lomech je vždy obtížné přesně stanovit, neboť jak bylo uvedeno v předchozích kapitolách, sukcese vegetace nastupuje již v aktivních lomech a často bývá opět přerušena. Ve dvou stále aktivních velikostně srovnatelných (13 a 15 ha) granodioritových lomech Skutečska byl zjištěn vegetační kryt na 40 % respektive 42 % rozlohy (Chuman 2006). Již v době provozu tedy může být bez vegetace pouze 60 % respektive 58 % rozlohy lomu. Obecně panuje shoda, že se v opuštěných vápencových a čedičových lomech (Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003) a rovněž v granodioritových lomech vytvoří během 15-20 let dlouhodobě stabilní stav, kdy vedle sebe koexistují různé fyziotypy vegetace včetně ploch bez vegetace na nejextrémnějších stanovištích. Plochy s vhodnými podmínkami pro vytvoření vegetačního krytu mohou zarůst velmi rychle. Na Skutečsku může pokryvnost vegetace dosáhnout 100 % během 15 let v lomech a během 8 let na výsypkách. Rychlejší zarůstání výsypek je pravděpodobně dáno přítomností skrývky tvořené alochtonním materiálem přemístěných půdních horizontů se zásobou živin, schopností zadržovat vodu a zásobou diaspor. Tomu nasvědčuje též vysoký podíl bylin při dosažení 100% pokryvnosti vegetace, které mohou vyklíčit ze semenné banky v přemístěných půdních horizontech.

Výsledná mozaika fyziotypů vegetace v granodioritových lomech je závislá na míře zatopenosti lomu, stáří lomu, respektive počtu let od ukončení těžby, a zdroji diaspor v okolí lomu. Na úrovni druhů se projevuje ještě vliv polohy lomu ve vztahu k reliéfu a dodatečného ovlivnění lomu jako celku. Zatímco ale v lomech Českého středohoří či Českého krasu je výsledná mozaika vegetace pestřejší, v granodioritových lomech vývoj vegetace rychle směřuje ke stromovým porostům. V čedičových (Novák & Prach 2003, Novák 2006, Novák & Konvička 2006) a vápencových lomech (Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2006) se v prvních třech letech sukcese vytváří řídká iniciální vegetace jednoletých a dvouletých bylin nejčastěji ruderalních druhů. Společenstvo iniciálních druhů poté přechází v bylinnou vegetaci vytrvalých bylin a trav, kde jsou iniciální druhy stále přítomny. Toto stádium se v závislosti na abiotických podmínkách (vývoj půd na stanovišti, mikroklimatické podmínky) udržuje 10-15 let. V následujících letech je společenstvo střídáno travinnou xerothermní vegetací nebo

nastupují dřeviny a sukcese směřuje ke stromovým porostům. Travinná xerothermní vegetace se vytváří na vysychavých stanovištích a může přetrvávat desítky let (Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2002). Častá jsou také travinná xerothermní společenstva s příměsí keřů imitující savanový typ vegetace. Nejvysychavější stanoviště, neumožňující existenci dřevin, zarůstají pouze otevřená společenstva xerofilních bylin, která hostí největší podíl vzácných a ohrožených druhů stepní flóry. Na ostatních stanovištích vývoj dřívě či později dospěje ke stromovým porostům. Faktorem limitujícím nástup lesa jsou především srážky, jak na vlhkostním gradientu dokázal Novák & Prach (2003). Dřeviny se objevují ve srážkově bohatší části Českého středohoří po 10 letech, ale expandují až po 25 letech sukcese, kdežto ve srážkově chudší části je jejich nástup zpomalen. Rychlejší sukcese k lesu v granodioritových lomech Skutečska souvisí s vyšším úhrnem srážek (Atlas podnebí Česka) a menší výsušností a výhřevností substrátu. Pokud se ve zdejších lomech zapojená bylinná vegetace udržuje relativně dlouhou dobu, je tvořena především porostem třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) případně porostem třtiny s roztroušenými keři. Uzavřené porosty třtiny jsou obtížně kolonizovatelné dřevinami (Schulz & Wiegand 2001, Prach et al. 2001b) a mohou tak přetrvávat několik desítek let.

Sukcese vegetace je na úrovni životních forem shodná jak mezi granodioritovými lomy tak lomy v bazických horninách. Iniciální stádia jednoletých a dvouletých druhů a stádia bylinné vegetace sdílejí nejběžnější ruderalní terofyty a hemikryptofyty, například *Melilotus albus*, *Daucus carota*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium arvense*, *Echium vulgare*, *Calamagrostis epigejos*, *Poa nemoralis*, *Arrhenatherum elatius*. Lomy v bazických substrátech jsou ale oproti granodioritovým lomům druhově bohatší. Shodné jsou také dominantní fanerofyty, například *Salix caprea*, *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Populus tremula*, *Prunus avium*, *Rosa sp.*, *Crataegus sp.*, *Prunus spinosa*. Typické teplomilné druhy fanerofytů, například *Acer campestre*, *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, na Skutečsku logicky chybějí, stejně jako zástupci xerothermních terofytů a hemikryptofytů, například *Salvia sp.*, *Festuca rupicola*, *Festuca valesiaca*, *Potentilla arenaria*, aj.

I přesto, že skutečské lomy ve srovnání s vápencovými a čedičovými lomy nevykazují vysokou druhovou diverzitu, představují v tamní intenzivně využívané krajině centra diverzity. Jak ukazují výsledky, je tato diverzita závislá na koexistenci různých typů (fyziotypů) vegetace. Závislost počtu druhů na typu vegetace a nikoliv pouze na typu stanoviště byla prokázána ve středoevropských podmínkách také u přirozené vegetace ustálených fytoocenologických jednotek (Pyšek et al. 2004). Vysoká druhová diverzita je v přirozených ustálených společenstvech vázána na otevřené nelesní typy vegetace (Sádlo et al. 2007). Ve studovaných lomech byla vysoká diverzita vázána také na otevřené fyziotypy bylinné vegetace, bylinné vegetace se solitárními dřevinami a vegetací iniciálních půd, ale shodně druhově bohatými fyziotypy byly též mladý les a stromové porosty.

S rostoucím sukcesním stářím mozaikovitost v lomech klesá a sukcese vegetace na všech plochách kromě lomových stěn a sutí směřuje ke stromové vegetaci. Poměrně rychle, tzn. v průměru maximálně 47 let, v závislosti na vegetaci dochází také ke změnám půdních vlastností, akumulaci organické hmoty, vyplavování bazických kationtů a akumulaci dusíku. Pro zajištění existence méně hojných druhů mizejících z okolní krajiny, které jsou vázány na existenci oligotrofních (hlavně dusíkem chudých) vysychavých stanovišť by bylo optimální blokovat sukcesí vegetace opakovanými disturbancemi, zabraňujícími ecesi dřevin či konkurenčně silných druhů trav. Rekreační využívání

lomů má v tomto ohledu do jisté míry pozitivní vliv. Nesmíme však zapomínat, že diverzita druhů je primárně závislá na zdroji diaspor v okolní krajině. Pokud se sukcesní plochy (lomy, výsypky) nacházejí v krajině silně ruderalizované, lze očekávat vyšší podíl ruderálních a invazních druhů (Prach et al. 2001b). Vyšší vliv okolní krajiny než vlastních stanovištních podmínek uvádějí na příkladu pískoven Řehounková & Prach (2006). Mezi nežádoucí invazní druhy, často kolonizující těžebny a výsypky, patří trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) (Řehounková 2006, Matějček 2005, Chuman 2002), který se velmi rychle šíří pomocí kořenových výmladků. Jeho zastoupení na montánních tvarech na Skutečsku je ve srovnání s lomy v dolním Posázaví minimální.

Rychlost revitalizace lomů na Skutečsku je také výsledkem způsobu těžby. Naprostá většina evidovaných lomů je jámových a z malého počtu stěnových lomů byla většina po čase zahloubena. Jámový způsob těžby urychluje přirozenou revitalizaci těžebního prostoru, protože zatímco se na dně lomu stále těží, v okolí lomu již může probíhat přirozená sukcese. Všechny lomy jsou zároveň menších rozměrů, a tudíž rychleji zarůstají a jejich druhové složení je více závislé na okolní vegetaci. Je-li možné lom po ukončení těžby alespoň částečně zaplavit, je revitalizace a zapojení lomu do krajiny velmi rychlé, což dokazuje například lom Leštinka (Příloha 5), který byl opuštěn v první polovině devadesátých let minulého století. Nejmladší části lomu, tzn. dno lomu a spodní etáže, byly zatopeny a horní etáže rychle zarostly vegetací.

Vytvoření vodních ploch, kterých na Skutečsku přibylo 90, navíc obohacuje krajinu o biotop řady obojživelníků. Pokud bereme v úvahu pouze ochranu bioty, je ochrana lomů evidovaných v Ústředním seznamu ochrany přírody jako biotopů ohrožených a chráněných druhů obojživelníků na prvním místě.

O těžbě nerostných surovin nejen na Skutečsku nelze hovořit pouze jako o pozitivní a krajinu obohacující antropogenní činnosti, ale je nutné zmínit také negativní projevy těžby. Jednoznačně negativně v krajině působí staré zchátralé komplexy provozních budov v okolí lomů, které nejenže snižují estetickou hodnotu místa, ale jsou nevhodné též z hlediska bezpečnosti, a lákají k zakládání neřízených skládek.

Aby se lomy mohly stát potenciálně hodnotnými prvky v krajině, je nezbytné dodržovat několik zásad, které shrnul Cílek (1999). Mezi tyto zásady patří: neodtěžovat dominanty v krajině, nezasahovat do linie horizontu, lomy zahlubovat, upravit morfologii lomu tak, aby působil co možná nejpřirozeněji, tzn. rozbít geometrické tvary etáží jejich odtěžením či dosypáním, odstranit veškeré důlní mechanismy včetně provozních budov, nechat lomy zarůstat samovolně, případně eliminovat invazní druhy, v neposlední řadě je nezbytné povolovat lomy jen určité velikosti a do jednou opuštěných ploch již nezasahovat. Nepřijatelná by měla být těžba významných krajinných dominant, například Tlustce či Kotouče u Štramberka, a nepřijatelná by rovněž měla být těžba v místech unikátních geologických lokalit. Takto došlo například v případě lomu Alkazar u ústí Loděnice (Kačáku) do Berounky k odtěžení unikátního vápencového útesu spadajícího do Berounky (Prach et al. 1999).

Novák & Konvička (2006) doplňují, že pokud se má jednat o otevření nového lomu, například v oblastech výskytu stepních druhů, je vhodné lom umístit blízko hodnotných biotopů a po dobu těžby v okolí lomu uplatňovat specifické formy managementu (pastva, odstraňování dřevin, vypalování,

odstraňování invazních druhů), aby se tyto biotopy mohly stát zdrojem diaspor ochránářsky hodnotných druhů při následné přirozené obnově. Udržování okolí se zastoupením ochránářsky významných druhů může být finančně nákladné, ale těžební organizace posléze ušetří při rekultivaci (Novák & Konvička 2006).

Počet chráněných těžebních tvarů evidovaných v Ústředním seznamu ochrany přírody jednoznačně ukazuje, že lomy mají potenciál stát se hodnotnými biotopy. Vzhledem k tomu, že je na lomy vázána celá řada druhů ubývajících z eutrofizované krajiny, je škoda, že orgány ochrany přírody neumí v tomto ohledu předvídat a podpořit těžbu tam, kde je šance na vytvoření hodnotného biotopu.

10. Závěry

Odpovědi na cíle práce stanovené v druhé kapitole je možné shrnout následovně:

1. Montánní činnost vedla k rozsáhlé transformaci reliéfu na Skutečsku. Ve studovaném území bylo zmapováno 117 granodioritových lomů o celkové rozloze 59 ha. Výsypky zauímají ve studovaném území 46 ha. Těžba kamene přispěla k rozšíření plochy lesa na úkor zemědělských ploch a obohatila krajinu o řadu nových stanovišť, která jsou součástí lokálního územního systému ekologické stability.
2. Klíčové faktory ovlivňující sukcesi vegetace granodioritových montánních tvarů jsou stáří lomu, respektive počet let od ukončení těžby, charakter okolí lomu, respektive potenciální zdroj diaspor, míra zatopenosti lomu, poloha lomu ve vztahu k reliéfu, typ stanoviště a dodatečné ovlivnění. Tyto faktory ovlivňují druhové složení stanovišť a vytvoření mozaiky typů vegetace, tzv. fyziotypů. Sukcese vegetace směřuje ve studovaných lomech a na výsypkách ke stromovým porostům a to buď přes stádium bylinné vegetace nebo přes stádium mladého lesa, kdy dochází k ecesi dřevin již v raných fázích sukcese. Stádium zapojené bylinné vegetace či stádium zapojené bylinné vegetace se solitárními dřevinami může přetrvávat několik let až desítky let a blokovat tak sukcesi ke stromovým porostům.
3. Přirozená obnova těžebních tvarů může být velmi rychlá. Na základě analýzy leteckých snímků bylo zjištěno, že na 94 % čtverců umístěných v lomech dosáhne vegetace pokryvnosti 100 % v průměru během 12 let. U 85 % čtverců umístěných na výsypkách dosáhne vegetace 100 % pokryvnosti dokonce v průměru během 9 let. Plochy bez vegetace se mohou v lomech

vyskytovat relativně dlouhou dobu i 26 let, ale na výsypkách dochází k úplnému zarostení všech ploch. Zdánlivě méně příznivý poměr zarostlých čtverců na výsypkách oproti lomům je způsoben tím, že výsypky byly obecně mladší než lomy a všechny nezarostlé plochy byly staré do 10 let. Na plochách ve všech nezarostlých čtvercích již byla vytvořena iniciální vegetace, která dosahovala 100% pokrývnosti, a tyto plochy mají tudíž vysokou pravděpodobnost rychlého zarostení bylinami či dřevinami během několika málo let.

4. V intenzivně využívané krajině Skutečska představují granodioritové montánní tvary lokality s vysokou druhovou diverzitou cévnatých rostlin. Na montánních tvarech bylo zaznamenáno 60 druhů, které se nevyskytovaly v jejich okolí, a naopak v okolí bylo zaznamenáno 25 druhů nezaznamenaných na montánních tvarech. Významnou část druhů zaznamenaných v sukcesních stádiích na montánních tvarech a nepřítomných v okolí tvoří druhy otevřených oligotrofních spíše suchých biotopů, které mizejí z intenzivně obhospodařované krajiny. Tři z druhů nepřítomných na kontrolních plochách, ale zaznamenaných v sukcesních stádiích, jsou druhy uvedené v Červeném seznamu cévnatých rostlin. *Chamaecytisus ratisbonensis* a *Centaurea cyanus* jsou druhy zařazené do kategorie C4 mezi vzácnější taxony vyžadující další pozornost, které zatím nelze zařadit do žádné z kategorií ohrožení. *Filago minima* je v Červeném seznamu zařazen do kategorie C3 mezi ohrožené taxony vykazující trvalý ústup. Na transektech byla prokázána vyšší druhová diverzita v lomech než na kontrolních plochách v jejich okolí, ale pro výsypky se tuto závislost nepodařilo prokázat.
5. Sukcese vegetace ovlivňuje sukcesi půd a vice versa. Vývoj půdních horizontů a chemické vlastnosti humusového horizontu jsou závislé na typu vegetace, tzv. fyziotypu. Chemické vlastnosti humusového horizontu jsou navíc závislé také na zrnitostním složení humusového horizontu. U zrnitostního složení humusového horizontu byla prokázána jeho závislost na typu vegetace, tzv. fyziotypu. V průběhu sukcese dochází k relativně rychlé akumulaci dusíku a uhlíku a zároveň ke zvyšování sorpční schopnosti půdy. Na druhou stranu relativně rychle klesá pH, tzn. roste obsah vodíkových iontů v půdě.
6. Z výsledků studia granodioritových lomů lze vyvodit několik závěrů využitelných pro praxi. Granodioritové lomy mají velký potenciál k přirozené obnově vegetace a rychlému začlenění do krajiny. K rychlému začlenění do krajiny přispívá také jámový způsob těžby. Tento způsob těžby nevede k odtěžování krajinných dominant. Jámová těžba může krajinu navíc obohatit o nové vodní plochy a také řadu terestrických stanovišť. Druhové složení lomů je závislé na zdroji diaspor a jejich kolonizačním potenciálu. Více se uplatňují anemochorně se šířící druhy. Pionýrskými druhy dřevin jsou především *Salix caprea*, *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Populus tremula* a *Pinus sylvestris*. Sukcese směřuje v lomech a na výsypkách k lesu, ale v případě prosazení konkurenčně silných ruderalních druhů může být blokována. Druhově nejceněnějšími sukcesními stádii jsou stádia bylinné vegetace iniciálních půd a s určitým omezením též stádia zapojené bylinné vegetace. Tato stádia umožňují přežívání druhů

otevřených oligotrofních stanovišť. Pokud mají lomy sloužit jako refugia pro tyto druhy, je nezbytné sukcesí vegetace blokovat opakovanými disturbancemi.

7. O významu lomů jako stanovišť pro řadu druhů rostlin a živočichů stejně jako o jejich významu z hlediska geologie či paleontologie se zmiňuje celá řada publikací českých autorů, ale přehled o stávajících chráněných územích, ve kterých jsou místa bývalé těžby objektem ochrany, nebyl doposud zpracován. V předložené práci byl kromě stanovených cílů navíc vytvořen přehled chráněných území, která jsou evidována v Ústředním seznamu ochrany přírody a která chrání místa bývalé těžby jako objekty ochrany. V přehledu chráněných území jsou uvedena pouze ta chráněná území, která byla vyhlášena k ochraně až v důsledku těžby nerostných surovin, tzn. kdyby se na dané lokalitě netěžilo, území by nebylo k ochraně vyhlášeno. Takovýchto chráněných území nalezneme v České republice 154, z nichž naprostou většinu představují objekty vyhlášené k ochraně geologických a paleontologických lokalit.

11. Přehled literatury a ostatních informačních zdrojů

1. AIKIO, S., VĀRE, H., STRÖMMER, R. (2000): Soil microbial activity and biomass in the primary succession of a dry heath forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 32:1091-1100
2. AMUNDSON, R., JENNY, H. (1997): On a state factor model of ecosystems. *BioScience*, 47:536-543
3. ASH, H. J., GEMMELL, R. P., BRADSHAW, A. D. (1994): The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology*, 31:74-84
4. BARDGETT, R., WALKER, L. R. (2004): Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. *Soil Biology & Biochemistry*, 36:555-559
5. BARDGETT, R. (2005): *The Biology of Soil. A Community and Ecosystem Approach*. Oxford University Press, New York 242 s.
6. BENEŠ, J., KEPKA, P., KONVIČKA, M. (2003): Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conservation Biology*, 17(4):1058-1069
7. BONIFAZI, G., CUTAIA, L., MASSACCI, P., ROSELLI, I. (2003): Monitoring of abandoned quarries by remote sensing and in situ surveying. *Ecological Modelling*, 170:213-218
8. BURNETT, M. R., AUGUST, P. V., BROWN, J. H., KILLINGBECK, K. T. (1998): The Influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. *Conservation Biology*, 12 (2):363-370
9. BUTAYE, J., JACQUEMYN, H., HONNAY, O., HERMY, M. (2002): The species pool concept applied to forests in fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. *Journal of Vegetation Science*, 13:27-34

10. BRADSHAW, A. (2000): The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties, *Landscape and Urban Planning*, 51:89-100
11. CENIA, ČESKÁ INFORMAČNÍ AGENTURA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2007): Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2007. MŽP & ČSÚ. Praha, 640 s.
12. CÍLEK, V. (1997): Revitalizace vytěžených lomů. *Silikátový zpravodaj*, 1:32-38
13. CÍLEK, V. (1999): Revitalizace lomů. Principy a návrh metodiky. *Ochrana přírody*, 54(3):73-76
14. CÍLEK, V. (2002): Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán. Praha, 231 s.
15. CÍLEK, V. (2003): Z historie českého hornictví. In: Ložek V. et al. *Střední Čechy. Příroda, člověk, krajina. Středočeský kraj*. Praha, 128 s.
16. COLEMAN, D., CROSSLEY, D., HENDRIX, P. (2004): *Fundamentals of soil ecology*. 2nd edition. Academic Press, Amsterdam, 386 s.
17. CONNELL, J. H., SLATYER, R. O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111(982):1119-1144
18. CULLEN, R. W., WHEATER, P. C., DUNLEAVY, P. J. (1998): Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biological Conservation*, 84:25-33
19. CROCKER, R. L., DICKSON, B. A. (1957): Soil development on the recessional moraines of the Herbert and Mendenhall glaciers, south-eastern Alaska. *The Journal of Ecology*, 45(1):169-185
20. CROCKER, R. L., MAYOR, J. (1955): Soil development in relation to vegetation and surface age at Glacier Bay, Alaska. *The Journal of Ecology*, 43(2):427-448
21. 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 richness of vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 22:473-490
22. VAN DIGGELEN (2006): Restoration ecology and ecological restoration. *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 41, Mater. 21:7-12
23. DOBSON, A. P., BRADSHAW, A. D., BAKER, A. J. M. (1997): Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277:515-522
24. DOLNÝ, A. (2000): Budou na odvalech chráněná území přírody? *Živa*, 48(4):173-176
25. DOW, C. G. (1975): Soil development on colliery waste tips in relation to age. *The Journal of Applied Ecology*, 12(2):613-622
26. ELGERSMA, M.A. (1998): Primary forest succession on poor sandy soils as related to site factors. *Biodiversity and Conservation*, 7:193-206
27. FITTER, A. H., BRADSHAW, A. D. (1974): Root penetration of *Lolium perenne* on colliery shale in response to reclamation treatments. *Journal of Applied Ecology*, 11(2):609-615
28. FROUZ, J., PRACH, K., PIŽL, V., HÁNĚL, L., STARÝ, J., TAJOVSKÝ, K., MATERNA, J., BALÍK, V., KALČÍK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44:109-121

29. GUNN, J., BAILEY, D. (1993): Limestone quarrying and quarry reclamation in Britain. *Environmental Geology*, 21:167-172
30. HÁJEK, V. (1931): Žulový průmysl na Skutečsku. Prometheus. Praha, 20 s.
31. HRUŠKA, J. (2000): Železné hory: Geomorfologická a geoekologická studie. Vlastním nákladem. Hlinsko, 80 s.
32. HRUŠKA, J. (2000): Železné hory: Historie těžby nerostných surovin. Vlastním nákladem. Praha, 23 s.
33. HRUŠKA, J. (2001): Mechanismus poškození půd kyselou depozicí – průběh. současný stav a predikce budoucnosti, včetně vápnění. In: Hruška, J., Cienciala, E. (Eds.) Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. MŽP. Praha s. 59-69
34. HUDAK A. T., WESSMAN C. A. (1998): Textural Analysis of Historical Aerial Photography to Characterize Woody Plant Encroachment in South African Savanna. *Remote sensing environment* 66:317-330
35. HUSTON, M., SMITH, T. (1987): Plant succession: Life history and competition. *The American Naturalist*, 130(2): 168-198
36. CHLUPÁČ, I., BRZOBOHATÝ, R., KOVANDA, J., STRÁNÍK, Z. (2002): Geologická minulost České republiky. Academia. Praha, 436 s.
37. CHUMAN, T. (2004): Sukcese vegetace v opuštěných kamenolomech a jejich začleňování do krajiny. Sborník příspěvků z mezinárodní konference Venkovská krajina. ZO ČSOP Veronica, Brno, s. 63-66
38. CHUMAN, T. (2005): Změny krajiny vlivem těžby nerostných surovin na Skutečsku. Sborník příspěvků z mezinárodní konference Venkovská krajina. ZO ČSOP Veronica, Brno, s. 60-63
39. CHUMAN, T. (2006): Příspěvek k poznání přirozené obnovy granodioritových lomů na Skutečsku. *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 41, Mater. 21:111-114
40. CHUMAN, T. (2007): Těžební tvary v krajině jako objekt ochrany přírody. In: Grohmanová, L. (ed.): Ekologie krajiny v ČR – těžba nerostných surovin a ochrana přírody. Sborník ze 7. ročníku semináře věnovaného Ekologii krajiny v ČR, konaného 14.-15. září 2007 v horce nad Moravou, s. 84-93
41. CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M. (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha, 304 s.
42. JENNY, H. (1941): Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. McGraw-Hill. New York, 281 s.
43. JIM, C. Y. (2001): Ecological and Landscape Rehabilitation of a Quarry Site in Hong Kong. *Restoration Ecology*, 9(1):85-94
44. KADMON, R., HARARI-KRAMER, R. (1999): Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote Sensing Environment*, 68:164-176
45. KOLEKTIV AUTORŮ (2007): Atlas podnebí Česka. ČHMÚ, Univerzita Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc, 256 s.
46. KOUTECKÁ, V., KOUTECKÝ, T. (2006): Sukcese na antropogenních stanovištích hornické krajiny Ostravsko-karvinského revíru. *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 41, Mater. 21:117-124
47. KOVÁŘ, P. (2002): Geobotanika. Úvod do ekologické botaniky. Karolinum. Praha, 104 s.

48. KOVÁŘ P. (ed.) (2004): Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape. Biotic Interactions and Ore/Ash-Slag Artificial Ecosystems. Academia. Praha, 358 s.
49. KOVÁŘ, P. (2006): Ekologie obnovy poškozené krajiny. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Mater. 21:23-38
50. KOVÁŘOVÁ, M., FRANTÍK, T. (2004): Decomposition of organic matter on different substrates – laboratory study. In: Kovář, P.(ed.) Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape. Biotic Interactions and Ore/Ash-Slag Artificial Ecosystems. Academia. Praha, s. 153-175
51. KOVÁŘOVÁ, M. (2006): Role fenolických látek v koloběhu dusíku a jejich vliv na průběh obnovy vegetačního krytu. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Mater. 21:159-163
52. KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK J. [eds] (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia. Praha, 928 s.
53. KUKAL, Z. (2006): Srovnání antropogenního a geogenního přemísťování hornin a zemin. In: Kender, J., Pošmourný, K., Kukul, Z. (Eds.), Krajina v geologii – geologie v krajině [CD-ROM]. Mžp ČR. s. 341-346
54. LEPŠ, J., ŠMILAUER, P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta JČU. České Budějovice, 102 s.
55. LOŽEK, V. (2002): Flóra-vegetace-substrát. Základní pojmy a vztahy. Živa, 74(3):108-111
56. MARIGO, G., PELTIER, P.J., GIREL, J., PAUTOU, G. (2000): Success in demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. *Trees*, 15:1-13
57. MATĚJČEK, T. (2005): Vytěžené pískovny a jejich začlenění do krajiny. *Živa* 77(6):251–252
58. MIKYŠKA, R. et al. (1968-1792): Geobotanická mapa ČSSR. 1. České země. Vegetace ČSSR. Soubor map 1:200 000. Academia. Praha.
59. MORAVEC, J. (1969): Succession of Plant Communities and Soil Development. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*. Praha, 4:133-164
60. MORAVEC, J. et al. (1994): Fytcenologie. Academia. Praha, 403 s.
61. MÜLLEROVÁ, J., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., PERGL, J. (2005): Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*, 42:1042-1053
62. NADPOROZHSKAYA, M. A., MOHREN, G. M. J., CHERTOV, O. G., KOMAROV, A. S., MIKHAILOV, A.V. (2006): Dynamics of soil organic matter in primary and secondary forest succession on sandy soils in The Netherlands: An application of the ROMUL model. *Ecological Modelling*, 190:399-418
63. NIEROP, G. J. K., LAGEN, B., BUURMAN, P. (2001): Composition of plant tissues and soil organic matter in the first stages of vegetation succession. *Geoderma*, 100:1-24
64. NOVÁK, J., PRACH, K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*, 6:111-116
65. NOVÁK, J. (2006): Variabilita sukcesních změn v čedičových lomech Českého středohoří. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Mater. 21:105-110
66. NOVÁK, J., KONVIČKA, M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering*, 26:113-122

67. ORMEROD, S. J. (2003): Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 40:44-50
68. OTTENHOF, C. J. M., FAZ CANO, A., AROCENA, J. M., NIEROP, K. G. J., VERSTRATEN, J. M., VAN MOURIK, J. M. (2007): Soil organic matter from pioneer species and its implications to phytostabilization of mined sites in the Sierra de Cartagena (Spain). *Chromosphere*, 69:1341-1350
69. PARKER, K. C. (1991): Topography, substrate, and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert. *Journal of Biogeography*, 18:151-163
70. PÄRTEL, M., ZOBEL, M., ZOBEL, K., VAN DER MAAREL, E. (1996): The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. *Oikos*, 75(1):111-117
71. PRACH, K. (1987): Succession of Vegetation on Dumps from Strip Coal Mining N.W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22(4):339-354
72. PRACH, K., PYŠEK, P., SÁDLO, J. (1999): Výzkum sukcesních pochodů v opuštěných těžebních hornin, zejména vápenců a čedičů, ve zvláště chráněných územích a na opuštěných zemědělsky využívaných plochách. Závěrečná zpráva projektu VaV/610/4/97, Praha, 123 s.
73. PRACH, K., BARTHA, S., JOYCE, CH. B., PYŠEK, P., VAN DIGGELEN, R., WIEGLEB, G. (2001a): The role of spontaneous succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science*, 4:111-114
74. PRACH, K., PYŠEK, P., BASTL, M. (2001b): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science*, 4:83-88
75. PRACH, K. (2006): Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 41, Mater. 21:13-21
76. PRACH, K., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. (2007): Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science*, 18:701-710
77. PROCHÁZKA, F. (ed.) (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda*. Praha, 18:1-166
78. PYŠEK, P., KUČERA, T., JAROŠÍK, V. (2004): Druhová diverzita a rostlinné invaze v českých rezervacích: Co nám mohou říci počty druhů? *Příroda*, 21:63-89
79. VAVŘÍNOVÁ, M. (1949): Soupis lomů ČSR, okres Vysoké Mýto. Československý svaz pro výzkum a zkoušení technicky důležitých látek a konstrukcí. Praha, 86 s.
80. RAJIV, K. S., DHIRENDRA, K. P., AMBUJ, K. S. (2000): Mining and the environment: a case study from Bijolia quarrying site in Rajasthan, India. *The Environmentalist*, 20:195-203
81. REINTAM, L., KAAR, E., ROOMA, I. (2002): Development of soil organic matter under pine on quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Forest Ecology and Management*, 171:191-198
82. ROY, D. B., HILL, M. O., ROTHERY, P. (1999): Effects of Urban Land Cover on the Local Species Pool in Britain. *Ecography*, 22(5):507-515
83. ROWE, E. C., HEALEY, J. R., EDWARDS-JONES, G., HILL, J., HOWELLS, M., JONES, D. L. (2006): Fertilizer application during primary succession changes the structure of plant and herbivore communities. *Biological Conservation*, 131:510-522

84. ŘEHOUNKOVÁ, K. (2006): Spontánní sukcese vegetace ve štěrkopískovnách: možnost pro ekologickou obnovu. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Mater. 21:125-133
85. ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science*, 17:583-590
86. SÁDLO J. (1983): Vegetace vápencových lomů Českého krasu. 198 s. [Dipl. pr.; depon. in: Knihovna kat. bot. PŘF UK, Praha]
87. SÁDLO, J., TICHÝ, L. (2002): Sanace a rekultivace po lomové a důlní těžbě, ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády, Brno, 36 s.
88. SÁDLO, J., CHYTRÝ, M., PYŠEK, P. (2007): Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia*, 79:303–321
89. SAMEC, P., FORMÁNEK, P. (2007): Mikrobiologie lesních půd. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec n. Černými lesy. 126 s.
90. Sdělení Ministerstva životního prostředí ze dne 22. února 2008 o evropsky významných lokalitách, které byly zařazeny do evropského seznamu. Sbírka zákonů č. 81/2008.
91. SKALICKÝ, V. (1988): Regionálně fytogeografické členění. In: Hejný, S., Slavík, B. (eds.): Květena České socialistické republiky, sv. 1. Academia. Praha, s. 103-121
92. SCHMIDT, S., STEWART, G.R., ASHWATH, N. (1999): Monitoring plant physiological characteristics to evaluate mine site revegetation: A case study from the wet-dry tropics of northern Australia. *Plant and Soil*, 215:73-84
93. SCHULZ, F., WIEGLEB, G. (2000): Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation and Development*, 11:99-110
94. SIXTA, J. (1998): Přehled orientačních kumulovaných cen platných v oboru rekultivací devastovaných území k 1.1.1996. S využitím informací od SD, a.s. [on line] c.2003, poslední revize 1.12.2008. [cit.2008-09-10]. Dostupné z <http://krajinari.com/4rocnik/predmety/rekultivace/prumerne_ceny_rekultivaci.doc>
95. SLAVÍKOVÁ, J. (1983): Ekologie rostlin. Karolinum. Praha, 247 s.
96. Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.
97. SOLON, J. (1995): Anthropogenic disturbance and vegetation diversity in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31:171-180
98. STEVENSON, F.J. (1994): Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons. New York, 496 s.
99. SWAAY, C. A. M. (2002): The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104:315-318
100. ŠOBR, M. (2007): Jezera České republiky: fyzickogeografické a fyzikálně-limnologické poměry. 235 s. [Disert. pr.; depon. in: Knihovna kat. geografie a geoekologie. PŘF UK, Praha]
101. ŠTÝS, S. et al. (1981): Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL. Praha, 678 s.
102. TER BRAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, New York 352 s.

103. TER BRAK, C. F. J., VERDONSCHOT, P. F. M. (1995): Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science*, 57:255-289
104. TICHÝ, L. (2004): Rekultivace vápencových lomů. *Vesmír*, 83:315-317
105. TICHÝ, L. (2006): Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 41, Mater. 21:89-103
106. TURNER, M. G., BAKER, W. L., PETERSON, CH. J., PEET, R. K. (1998): Factors Influencing Succession. *Ecosystems*, 1:511-523
107. TROPEK, R., KONVIČKA, M. (2008): Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky Les MTS. Czech Republic. *Land Degradation and Development*, 17(1):101-114
108. URSIC, K.A., KENKEL, N.C., LARSON, D.W. (1997): Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, 34:289-303.
109. USHER, M. B. (1989): Scientific aspects of nature conservation in the United Kingdom. *The Journal of Applied Ecology*, 26(3): 813-824
110. Ústřední seznam ochrany přírody [on line]. c2007, poslední revize 1.12.2008. [cit.2008-01-12]. Dostupné z <<http://drusop.nature.cz/>>
111. Územní systém ekologické stability pardubického kraje [on line]. c2005, poslední revize 1.12.2008. [cit.2006-05-02]. Dostupné z <http://195.113.178.19/html/bez_km.dll?gen=map&map=uses>
112. VAŇKOVÁ, J., KOVÁŘ, P. (2004): Plant species diversity in the biotopes of unreclaimed industrial deposits as artificial islands in the landscape. In: Kovář, P.(ed.) *Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape. Biotic Interactions and Ore/Ash-Slag Artificial Ecosystems*. Academia. Praha, s. 30-45
113. VITOUSEK, P. M. (1994): Nitrogen fixation during primary succession in Hawai'i volcanoes national park. *Biotropica*, 26(3):234-240
114. VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J., MELLILO, J.M. (1997): Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277:494-499
115. Vlivy důlní činnosti (poddolovaná území, hlavní důlní díla, deponie (haldy) [on line]. c2007, poslední revize 13.12.2008. [cit.2008-13-12]. Dostupné z <http://www.geofond.cz/mapsphere/MapWin.aspx?M_WizID=24&M_Site=geofond&M_Lang=cs>
116. WALI, M. K. (1999): Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil*, 213:195-220
117. WALKER, L. R., ZARIN, D. J., FETCHER, N., MYSTER, R. W., JOHNSON, A. H. (1996): Ecosystem Development and Plant Succession on Landslides in the Caribbean. *Biotropica*, 28:566-576
118. WALKER, L.R., DEL MORAL, R. (2003): *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press. Cambridge. UK. 442 s.
119. WANNER, M., DUNGER, W. (2002): Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology*, 38:137-143

120. WHEATER, P. C., CULLEN, R. W. (2000): Spider communities as a tool in monitoring reclaimed limestone quarry landforms. *Landscape Ecology*, 15:401-406.
121. WHEATER, P. C., CULLEN, R. W. (1997): The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology*, 5(1):77-84
122. WIEGLEB, G., FELKINS, B. (2001): Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance and necessity. *Ecological Engineering*, 17:199-217
123. YUAN, J.G., FANG, W., FAN, L., CHEN, Y., WANG, D.Q., YANG, Z.Y. (2006): Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Restoration Ecology*, 14(3):349-356
124. YOUNG, T.P. (2000): Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92:73-83
125. Zákon č. 334/1992 Sb., ze dne 12. května 1992 o ochraně zemědělského půdního fondu.
126. Zákon č. 114/1992 Sb., ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny.
127. Zákon č. 44/ 1988 Sb., ze dne 19. dubna 1988 o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon).
128. ZAPLETAL, L. (1969): Úvod do antropogenní geomorfologie. Univerzita Palackého, Olomouc, 278 s.
129. ZELENÝ, D., CHYTRÝ, M. (2007): Environmental control of the vegetation pattern in deep river valleys of the Bohemian Massif. *Preslia*, 79:205-222

Mapové podklady

Císařské otisky stabilního katastru [on line]. c. 2006, poslední revize 10.10.2008. [cit. 2008-10-10]. Dostupné z <http://archivnimapy.cuzk.cz/cio/data/main/cio_main_02_index.html>

Digitální půdní mapa ČR 1: 50 000, list 13-44 Hlinsko, AOPK, 2005

Mapa III. vojenského mapování 1: 25 000, list Skuteč 4056-3. Digitální obraz map 3. vojenského mapování. Mapová sbírka PŘF UK, 2003

Státní mapa 1:5 000 – odvozená [on line]. c2008, poslední revize 1.12.2008. [cit.2006-05-02]. Dostupné z < <http://geoportal2.uhul.cz/cgi-bin/oprl.asp?SERVICE=WMS>>

Základní mapa ČR 1: 10 000, list 13-44-05. databáze ZABAGED. ČÚZK, 2001

Základní mapa ČR 1 : 10 000, list 13-44-10. databáze ZABAGED. ČÚZK, 2001

12. Seznam grafických prvků a příloh

OBRÁZKY

- Obr. 1. Opuštěné provozní budovy by měly být po ukončení těžby odstraněny, snižují potenciální přírodovědnou a estetickou hodnotu lomu a lákají k zakládání černých skládek. s. 14
- Obr. 2. Bývalý lom, dnes PP Kalvárie v Motole. s. 18
- Obr. 3. Místa bývalé těžby, která mají statut zvláště chráněného území. s. 20
- Obr. 4. Místa bývalé těžby, která doposud nebyla chráněna a byla schválena jako evropsky významné lokality soustavy NATURA 2000. s. 20
- Obr. 5. Vymezení zájmového území. s. 27
- Obr. 6. Geomorfologické členění reliéfu zájmového území podle Balatky a Kalvody (2006). s. 27
- Obr. 7. Fytogeografické členění Českomoravského mezofytika podle Skalického (1988) a geobotanická mapa podle Mikyšky (1968) . s. 27
- Obr. 8. 3D model reliéfu zájmového území. s. 28
- Obr. 9. „Hrobky“: balvanité elevace tvořené obnaženými jádry žokovitě zvětrávajícího granodioritu. s. 28
- Obr. 10. Těžba nerostných surovin na Skutečsku v roce 1931. s. 30
- Obr. 11. Lom Granita je jedním ze tří stále aktivních granodioritových lomů. s. 31
- Obr. 12. Četnost lomů podle velikostních kategorií. s. 46
- Obr. 13. Četnost lomů podle velikosti a stáří. s. 46
- Obr. 14. Mapa III. vojenského mapování - list Skuteč 4056-3 se znázorněním rozmístění vymapovaných těžebních tvarů a tehdejší rozlohy lesní půdy. s. 47
- Obr. 15 Mapa III. vojenského mapování - list Skuteč 4056-3 (mapováno 1877) se znázorněním oblastí, kde se již v roce 1867 těžilo. s. 47

Obr. 16. Mapa těžebních tvarů, rozlohy lesních porostů z databáze ZABAGED a lesní půdy podle katastrální mapy.	s. 48
Obr. 17. Ordinance mapovaných fyziotypů vegetace v lomech.	s. 49
Obr. 18. CCA analýza závislosti procentického zastoupení mapovaných fyziotypů vegetace na průkazných vysvětlujících proměnných.	s. 50
Obr. 19. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na zdroji diaspor s použitím stáří lomu a zatopenosti lomu jako kovariát.	s. 51
Obr. 20. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na míře zatopenosti lomu s použitím stáří lomu a zdroje diaspor jako kovariát.	s. 51
Obr. 21. CCA analýza závislosti procentického zastoupení fyziotypů vegetace na stáří lomu s použitím zdroje diaspor a míry zatopenosti jako kovariát.	s. 51
Obr. 22. DCA ordinace zaznamenaných vysvětlovaných proměnných (druhů v širším smyslu) v lomech.	s. 53
Obr. 23. DCA ordinace zaznamenaných vysvětlovaných proměnných (druhů v širším smyslu) v lomech.	s. 54
Obr. 24. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na průkazných vysvětlujících proměnných prostředí.	s. 55
Obr. 25. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na průkazných vysvětlujících proměnných s použitím dodatečného ovlivnění lomu jako kovariáty.	s. 56
Obr. 26. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na zdroji diaspor v okolí lomů s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát.	s. 57
Obr. 27. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na stáří lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát.	s. 58
Obr. 28. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na poloze lomu ve vztahu k reliéfu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát.	s. 58
Obr. 29. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na dodatečném ovlivnění lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát.	s. 59
Obr. 30. CCA analýza závislosti zastoupení druhů v lomech na míře zatopenosti lomu s použitím ostatních průkazných proměnných jako kovariát.	s. 59
Obr. 31. DCA ordinace zaznamenaných vysvětlovaných proměnných (druhů v širším smyslu) na stanovištích.	s. 61
Obr. 32. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typu stanoviště a dodatečném ovlivnění stanoviště.	s. 62
Obr. 33. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typech stanovišť a jejich dodatečném ovlivnění.	s. 63
Obr. 34. CCA analýza závislosti zastoupení druhů na typech stanovišť.	s. 64
Obr. 35. RDA analýza závislosti pokryvnosti vegetačních pater na typu stanoviště.	s. 65
Obr. 36. CCA analýza druhového složení a pokryvnosti vegetačních pater.	s. 66
Obr. 37. CCA analýza druhového složení a fyziotypů vegetace.	s. 67

Obr. 38. RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří, znázorňující výsledky přímé analýzy ve všech čtvercích, zachycující trendy společné jak lomům tak výsypkám.	s. 70
Obr. 39 RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří ve čtvercích v lomech, zachycující trendy charakteristické pro lomy.	s. 70
Obr. 40 RDA analýza závislosti pokryvnosti hodnocených tříd vegetace na sukcesním stáří, ve čtvercích na výsypkách, zachycující trendy charakteristické pro výsypky.	s. 70
Obr. 41. RDA analýza závislosti zastoupení hodnocených kategorií vegetace všech studovaných čtverců na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stáří.	s. 71
Obr. 42. RDA analýza závislosti zastoupení kategorií vegetace studovaných čtverců v lomech na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stáří.	s. 71
Obr. 43. RDA analýza závislosti zastoupení kategorií vegetace studovaných čtverců na výsypkách na kategoriálně vyjádřeném sukcesním stáří.	s. 71
Obr. 44. Průměrný počet druhů cévnatých rostlin v jednotlivých fyziotypech. Chybové úsečky znázorňují velikost směrodatných odchylek.	s. 72
Obr. 45. Celkový počet druhů zaznamenaný v jednotlivých subjektivně vymezených fyziotypech vegetace.	s. 72
Obr. 46. Průměrný počet druhů všech vegetačních pater na monitorovací plochu při dosažení určité kategorie pokryvnosti příslušného vegetačního patra.	s. 75
Obr. 47. Příklad druhů mizejících z krajiny vlivem změny obhospodařování a vlivem eutrofizace, které nacházejí náhradní stanoviště v lomech.	s. 76
Obr. 48. Průměrná mocnost měřených horizontů podle fyziotypu vegetace.	s. 78
Obr. 49. Nepřímá PCA ordinace chemických půdních vlastností všech vzorků z obou horizontů.	s. 79
Obr. 50. RDA analýza závislosti chemických půdních vlastností na půdním horizontu.	s. 80
Obr. 51. RDA analýza závislosti chemických půdních vlastností A horizontu na fyziotypu vegetace.	s. 80
Obr. 52. Graf znázorňující odhadované průměrné stáří pedogeneze hodnocených fyziotypů.	s. 80
Obr. 53. RDA ordinační diagram zobrazující závislost chemických půdních vlastností na zrnitostním složení.	s. 81
Obr. 54. Výsledky přímé RDA analýzy závislosti zrnitostního složení půd na fyziotypu vegetace.	s. 82

TABULKY

Tab. 1. Počet míst bývalé těžby se statutem zvláště chráněného území podle krajů.	s. 19
Tab. 2. Místa bývalé těžby se statutem zvláště chráněného území podle předmětu a kategorie ochrany.	s. 21
Tab. 3. Vybrané charakteristiky klimatu.	s. 29
Tab. 4. Využití zájmového území.	s. 29
Tab. 5. Přehled fyziotypů, u kterých byla zjišťována mocnost horizontů a u kterých byl odebrán vzorek pro chemické a fyzikální půdní rozborů.	s. 43

Tab. 6. Přehled zjišťovaných chemických a fyzikálních půdních vlastností.	s. 44
Tab. 7. Křížová tabulka zobrazující průkazné rozdíly v počtu druhů mezi jednotlivými fyziotypy.	s. 73
Tab. 8. Průměrný počet druhů podle krajinné plošky.	s. 74
Tab. 9. Výsledky obecného lineárního modelu.	s. 76
Tab. 10. Průkazné rozdíly mezi fyziotypy v mocnosti opadu a humusového horizontu.	s. 77
Tab. 12. Pearsonovy korelační koeficienty zrnitostních kategorií.	s. 79
Tab.12. Průměrné hodnoty a velikost směrodatné odchylky měřených chemických parametrů dle typu vegetace.	s. 80

PŘÍLOHY

Příloha 1. Chemické složení granodioritu, tzv. skutečské žuly, ze tří lomů ve studované oblasti a granodioritu acidnější facie z lomu u Hlinska.	s. 120
Příloha 2. Četnost lomů podle hodnocených parametrů a vyjádření vzájemného vztahu těchto parametrů.	s. 120
Příloha 3. Ortofotomapa studované oblasti a okolí se zobrazením lokálního ÚSES ve vztahu k těžebním plochám.	s. 121
Příloha 4. Ukázka leteckých snímků.	s. 122
Příloha 5. Lom Leštinka ukazuje, jak rychlá může být přirozená revitalizace. Těžba byla v tomto lomu ukončena začátkem 90. let 20. st.	s. 123
Příloha 6. Rekreace v lomech brání sukcesi k lesu a umožňuje přežívání konkurenčně slabým heliofilním druhů.	s. 123
Příloha 7. Stanoviště se primárně liší rozdílnými hydrickými a edafickými podmínkami. Na obrázku je příklad etáže v dosud aktivním lomu.	s. 124
Příloha 8. Ukázka vegetace iniciálních půd.	s. 124
Příloha 9. Ukázka vegetace skalních říms.	s. 125
Příloha 10. Ukázka mechokapradinové vegetace.	s. 125
Příloha 11. Ukázka zapojené bylinné vegetace v popředí a keřové vegetace v pozadí.	s. 126
Příloha 12. Na příkrých lomových stěnách se rostliny uchycují v puklinách v lomové stěně.	s. 126
Příloha 13. Seznam zkratk druhů používaných v ordinačních diagramech.	s. 127

13. Přílohy

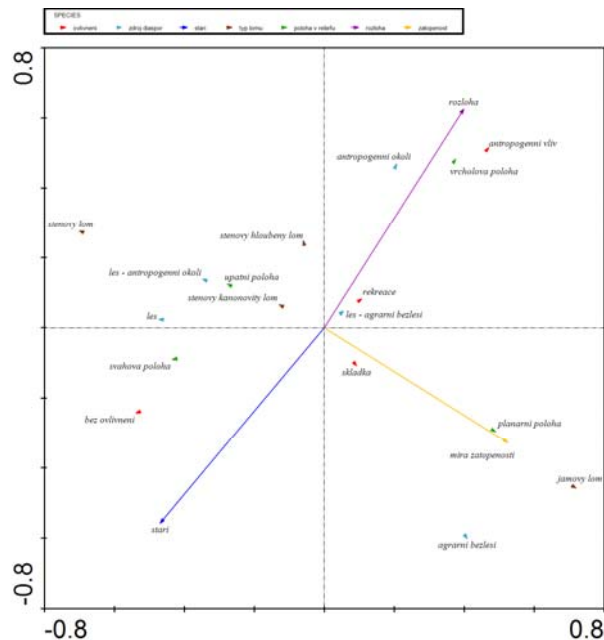
Příloha 1. Chemické složení granodioritu, tzv. skutečské žuly, ze tří lomů ve studované oblasti a granodioritu acidnější facie z lomu u Hlinska.

z roku 1941	Prosetín - dvojlom	Prosetín - Zach	Granita	Granita	acidnější facie u Žumberka a Hlinska
SiO ₂	65,93	59,57	63,78	64,81	71,72
TiO ₂	0,27	0,44	0,51	0,55	0,16
ZrO ₂				0,03	
Al ₂ O ₃	16,28	17,73	15,77	15,31	15,00
Fe ₂ O ₃	3,41	5,57	5,04	1,73	1,09
FeO				2,98	0,91
MnO	0,05	0,07	0,06	0,08	0,02
CaO	3,33	4,97	3,53	4,16	1,82
BaO	0,00			0,12	0,08
MgO	1,83	2,28	1,67	2,54	0,54
K ₂ O	4,08	3,36	3,77	3,53	3,38
Na ₂ O	4,12	4,26	4,38	3,36	4,00

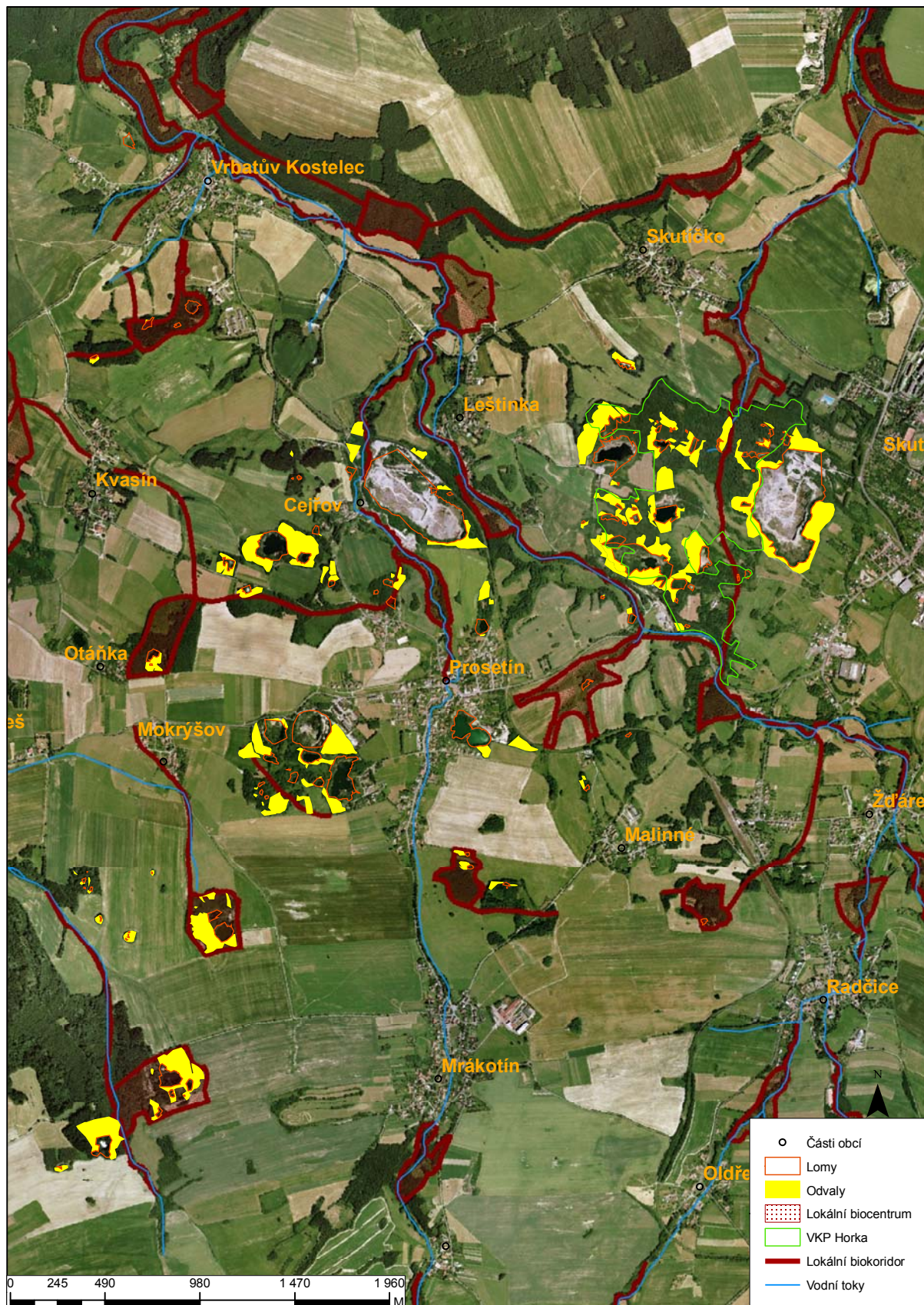
Zdroj: Vavřínová (1949)

Příloha 2. Četnost lomů podle hodnocených parametrů a vyjádření vzájemného vztahu těchto parametrů.

Typ lomu	Poloha v reliéfu	Zdroj diaspor	Počet lomů	
planární	agb	ant	2	
		lab	1	
		les	1	
	Celkem z planární			4
	jámový	svahová	agb	16
			ant	10
			lab	11
		vrcholová	les	5
			ant	3
			lab	1
Celkem z jámový			46	
stěnový		úpatní	lan	2
			les	2
			Celkem z úpatní	
	svahová	agb	1	
		ant	5	
		lab	4	
		les	4	
	Celkem z stěnový			16
	stěnový hloubený	vrcholová	lab	1
			Celkem z vrcholová	
Celkem z stěnový hloubený			2	
úpatní		ant	1	
		Celkem z úpatní		1
		svahová	agb	4
			ant	6
lan		lab	2	
		les	3	
		Celkem z stěnový hloubený		
	vrcholová	les	1	
Celkem z vrcholová		1		
Celkem z stěnový hloubený			21	
úpatní		lab	1	
	Celkem z úpatní		1	
	svahová	ant	1	
lab		1		
Celkem z stěnový kaňonovitý			3	
Celkový součet			117	

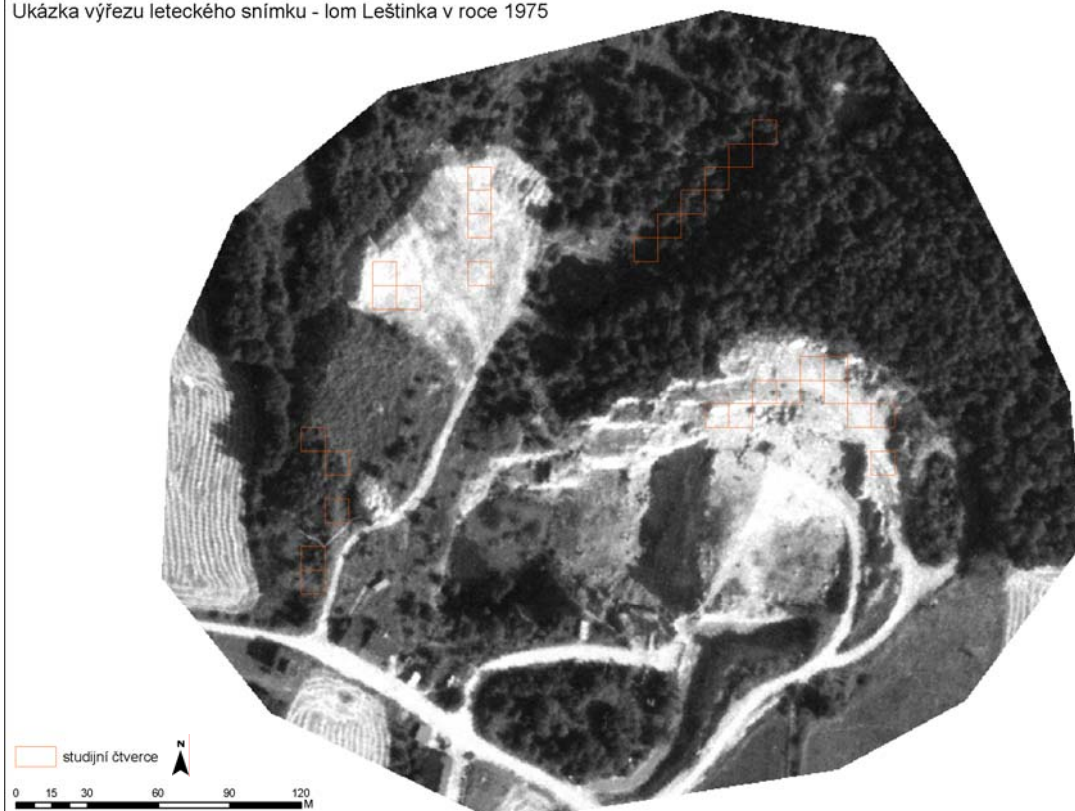


Příloha 3. Ortofotomapa studované oblasti a okolí, se zobrazením lokálního ÚSES ve vztahu k těžebním plochám.

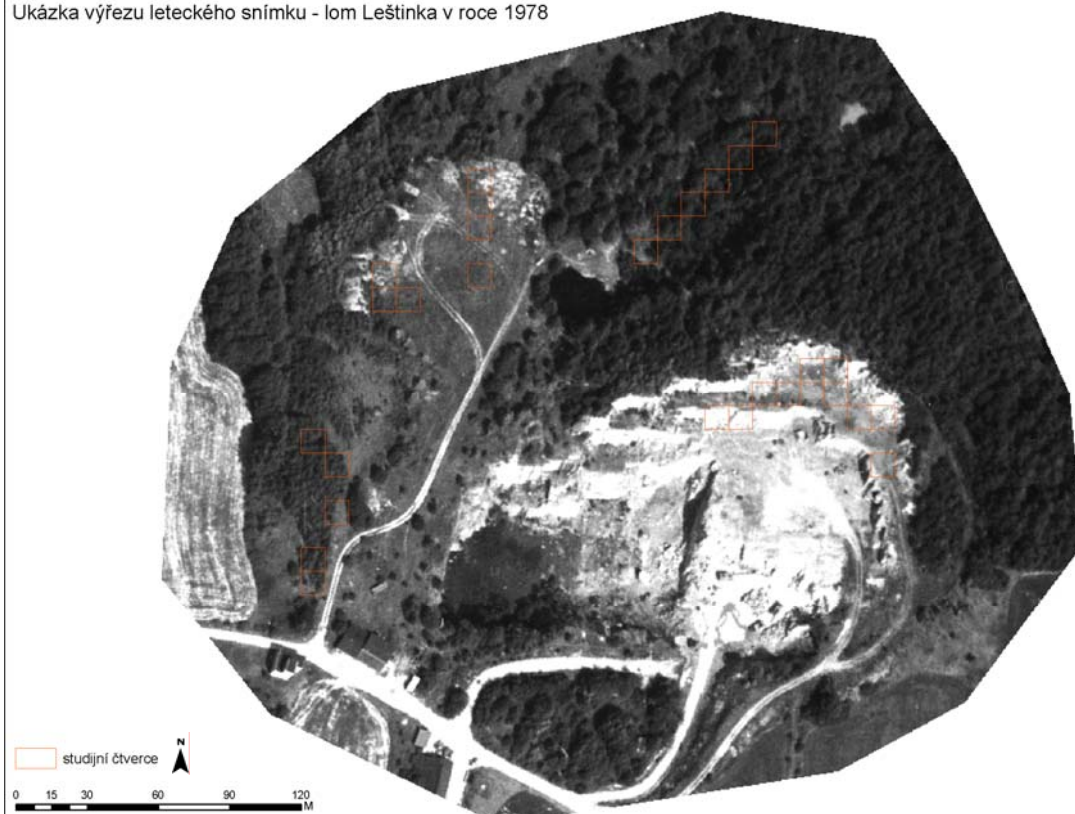


Příloha 4. Ukázka leteckých snímků.

Ukázka výřezu leteckého snímku - lom Leštinka v roce 1975



Ukázka výřezu leteckého snímku - lom Leštinka v roce 1978



Příloha 5. Lom Leštinka ukazuje, jak rychlá může být přirozená revitalizace. Těžba byla v tomto lomu ukončena začátkem 90. let 20. st.



Příloha 6. Rekreace v lomech brání sukcesi k lesu a umožňuje přežívání konkurenčně slabým heliofilním druhů.



Příloha 7. Stanoviště se primárně liší rozdílnými hydrickými a edafickými podmínkami. Na obrázku je příklad etáže v dosud aktivním lomu.



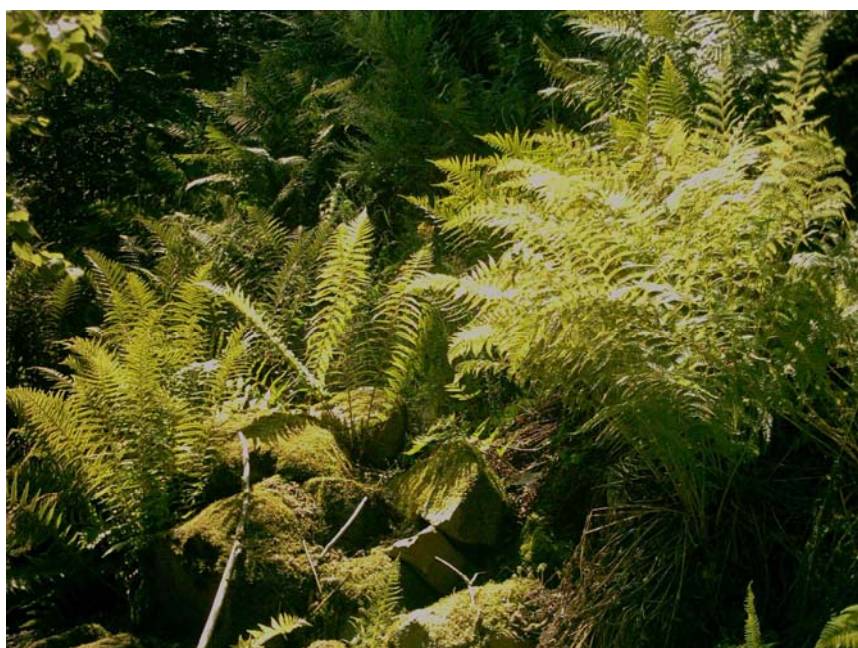
Příloha 8. Ukázka vegetace iniciálních půd.



Příloha 9. Ukázka vegetace skalních říms.



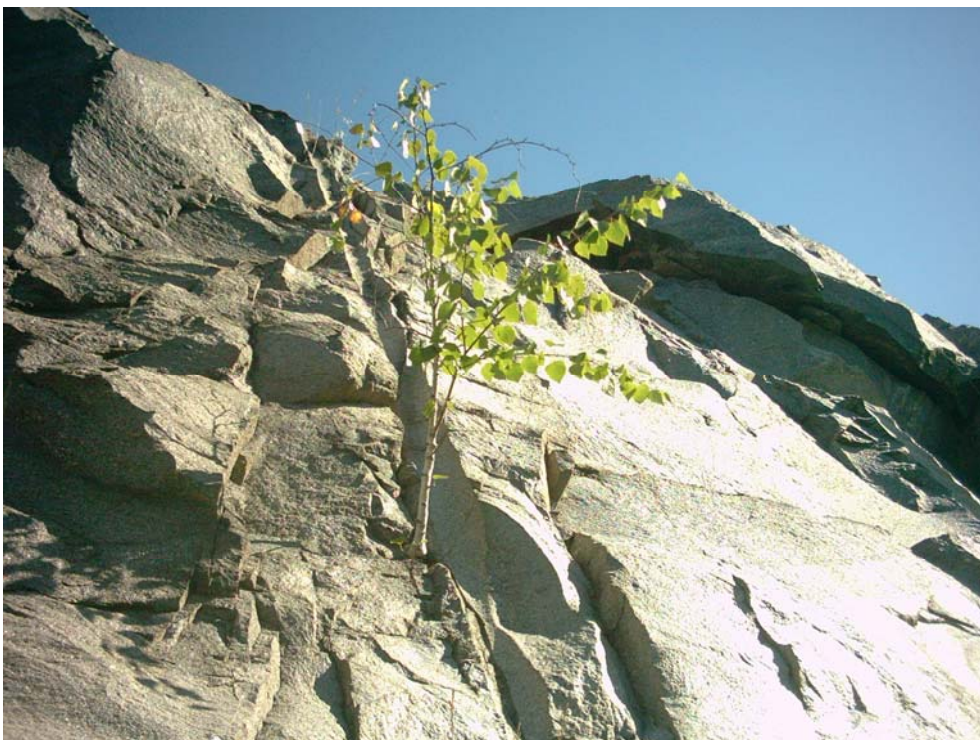
Příloha 10. Ukázka mechokapradinové vegetace.



Příloha 11. Ukázka zapojené bylinné vegetace (v popředí) a keřové vegetace (v pozadí).



Příloha 12. Na příkrých lomových stěnách se rostliny uchycují v puklinách v lomové stěně.



Příloha 13. Seznam zkratků druhů používaných v ordinačních diagramech.

<i>Ace pse</i> - <i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Dry dil</i> - <i>Dryopteris dilatata</i>
<i>Aeg pod</i> - <i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Dry fil</i> - <i>Dryopteris filix-mas</i>
<i>Aes hip</i> - <i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Ech vul</i> - <i>Echium vulgare</i>
<i>Agr eup</i> - <i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Epi ang</i> - <i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Ach mil</i> - <i>Achillea millefolium</i>	<i>Epi hir</i> - <i>Epilobium hirsutum</i>
<i>Aju rep</i> - <i>Ajuga reptans</i>	<i>Epi mon</i> - <i>Epilobium montanum</i>
<i>Alc vul</i> - <i>Alchemilla vulgaris</i>	<i>Equ pal</i> - <i>Equisetum palustre</i>
<i>Ali pla</i> - <i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Equ syl</i> - <i>Equisetum sylvaticum</i>
<i>All pet</i> - <i>Alliaria petiolata</i>	<i>Eri ann</i> - <i>Erigeron annuus</i>
<i>Aln glu</i> - <i>Alnus glutinosa</i>	<i>Eri ang</i> - <i>Eriophorum angustifolium</i>
<i>Aln inc</i> - <i>Alnus incana</i>	<i>Euo eur</i> - <i>Euonymus europaea</i>
<i>Alo pra</i> - <i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Eup cyp</i> - <i>Euphorbia cyparissias</i>
<i>Ane nem</i> - <i>Anemone nemorosa</i>	<i>Fag syl</i> - <i>Fagus sylvatica</i>
<i>Ant dio</i> - <i>Antennaria dioica</i>	<i>Fes gig</i> - <i>Festuca gigantea</i>
<i>Ant syl</i> - <i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Fes ovi</i> - <i>Festuca ovina</i>
<i>Arm rus</i> - <i>Armoracia rusticana</i>	<i>Fic ver</i> - <i>Ficaria verna</i>
<i>Arr ela</i> - <i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Fil min</i> - <i>Filago minima</i>
<i>Art vul</i> - <i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Fra aln</i> - <i>Frangula alnus</i>
<i>Asp rut</i> - <i>Asplenium ruta-muraria</i>	<i>Fra exc</i> - <i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Asp sep</i> - <i>Asplenium septentrionale</i>	<i>Fra spp</i> - <i>Fragaria spp.</i>
<i>Asp tri</i> - <i>Asplenium trichomanes</i>	<i>Gal apa</i> - <i>Galium aparine</i>
<i>Ast gly</i> - <i>Astragalus glycyphyllos</i>	<i>Gal arg</i> - <i>Galeobdolon argentatum</i>
<i>Ath fil</i> - <i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Gal mol</i> - <i>Galium mollugo</i>
<i>Ave fle</i> - <i>Avenella flexuosa</i>	<i>Gal pub</i> - <i>Galeopsis pubescens</i>
<i>Bet pen</i> - <i>Betula pendula</i>	<i>Gal ver</i> - <i>Galium verum</i>
<i>Bid tri</i> - <i>Bidens tripartita</i>	<i>Gen ger</i> - <i>Genista germanica</i>
<i>Bra pin</i> - <i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Gen tin</i> - <i>Genista tinctoria</i>
<i>Cal epi</i> - <i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Ger rob</i> - <i>Geranium robertianum</i>
<i>Cam per</i> - <i>Campanula persicifolia</i>	<i>Geu urb</i> - <i>Geum urbanum</i>
<i>Cam rot</i> - <i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Gym dry</i> - <i>Gymnocarpium dryopteris</i>
<i>Car aca</i> - <i>Carduus acanthoides</i>	<i>Hed hel</i> - <i>Hedera helix</i>
<i>Car aca</i> - <i>Carlina acaulis</i>	<i>Hie lae</i> - <i>Hieracium laevigatum</i>
<i>Car bet</i> - <i>Carpinus betulus</i>	<i>Hie mur</i> - <i>Hieracium murorum</i>
<i>Car car</i> - <i>Carex caryophyllea</i>	<i>Hie pil</i> - <i>Hieracium pilosella</i>
<i>Car dig</i> - <i>Carex digitata</i>	<i>Hie rac</i> - <i>Hieracium racemosum</i>
<i>Car rem</i> - <i>Carex remota</i>	<i>Hie sab</i> - <i>Hieracium sabaudum</i>
<i>Car spp</i> - <i>Carex spp.</i>	<i>Hyp per</i> - <i>Hypericum perforatum</i>
<i>Car vul</i> - <i>Carlina vulgaris</i>	<i>Cha rat</i> - <i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>
<i>Cen cya</i> - <i>Centaurea cyanus</i>	<i>Cha sup</i> - <i>Chamaecytisus supinus</i>
<i>Cen ery</i> - <i>Centaureum erythraea</i>	<i>Che alb</i> - <i>Chenopodium album</i>
<i>Cen jac</i> - <i>Centaurea jacea</i>	<i>Che maj</i> - <i>Chelidonium majus</i>
<i>Cir arv</i> - <i>Cirsium arvense</i>	<i>Imp nol</i> - <i>Impatiens noli-tangere</i>
<i>Cir ole</i> - <i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Imp par</i> - <i>Impatiens parviflora</i>
<i>Cir pal</i> - <i>Cirsium palustre</i>	<i>Jun buf</i> - <i>Juncus bufonius</i>
<i>Cir vul</i> - <i>Cirsium vulgare</i>	<i>Jun con</i> - <i>Juncus conglomeratus</i>
<i>Con arv</i> - <i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Jun eff</i> - <i>Juncus effusus</i>
<i>Con can</i> - <i>Conyza canadensis</i>	<i>Jun spp</i> - <i>Juncus spp.</i>
<i>Cor ave</i> - <i>Corylus avellana</i>	<i>Lar dec</i> - <i>Larix decidua</i>
<i>Cor mas</i> - <i>Cornus sanguinea</i>	<i>Lat syl</i> - <i>Lathyrus sylvestris</i>
<i>Cra spp</i> - <i>Crataegus spp.</i>	<i>Leo aut</i> - <i>Leontodon autumnalis</i>
<i>Cyt nig</i> - <i>Cytisus nigricans</i>	<i>Leu vul</i> - <i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Cyt pro</i> - <i>Cytisus procumbens</i>	<i>Lin vul</i> - <i>Linaria vulgaris</i>
<i>Cyt sco</i> - <i>Cytisus scoparius</i>	<i>Lol per</i> - <i>Lolium perenne</i>
<i>Dac glo</i> - <i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lot cor</i> - <i>Lotus corniculatus</i>
<i>Dau car</i> - <i>Daucus carota</i>	<i>Luz cam</i> - <i>Luzula campestris</i>
<i>Des ces</i> - <i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Luz luz</i> - <i>Luzula luzuloides</i>
<i>Dia car</i> - <i>Dianthus carthusianorum</i>	<i>Luz pil</i> - <i>Luzula pilosa</i>

<i>Lyc eur</i> - <i>Lycopus europaeus</i>	<i>Rob pse</i> - <i>Robinia pseudacacia</i>
<i>Lys num</i> - <i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Ros can</i> - <i>Rosa canina</i>
<i>Lys vul</i> - <i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Rub ida</i> - <i>Rubus idaeus</i>
<i>Mal spp</i> - <i>Malus spp.</i>	<i>Rub spp</i> - <i>Rubus spp</i>
<i>Mat dis</i> - <i>Matricaria discoidea</i>	<i>Rum ace</i> - <i>Rumex acetosella</i>
<i>Mat rec</i> - <i>Matricaria recutita</i>	<i>Rum obt</i> - <i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Med lup</i> - <i>Medicago lupulina</i>	<i>Sal alb</i> - <i>Salix alba</i>
<i>Mel alb</i> - <i>Melilotus albus</i>	<i>Sal cap</i> - <i>Salix caprea</i>
<i>Mel nut</i> - <i>Melica nutans</i>	<i>Sal dap</i> - <i>Salix daphnoides</i>
<i>Mel off</i> - <i>Melilotus officinalis</i>	<i>Sal pur</i> - <i>Salix purpurea</i>
<i>Mel pra</i> - <i>Melampyrum pratense</i>	<i>Sam nig</i> - <i>Sambucus nigra</i>
<i>Men arv</i> - <i>Mentha arvensis</i>	<i>Sam rac</i> - <i>Sambucus racemosa</i>
<i>Myc mur</i> - <i>Mycelis muralis</i>	<i>Scr nod</i> - <i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Oxa ace</i> - <i>Oxalis acetosella</i>	<i>Scr syl</i> - <i>Scirpus sylvaticus</i>
<i>Pet alb</i> - <i>Petasites albus</i>	<i>Sen ova</i> - <i>Senecio ovatus (fuchsii)</i>
<i>Pha aru</i> - <i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Sen vis</i> - <i>Senecio viscosus</i>
<i>Phi cor</i> - <i>Philadelphus coronarius</i>	<i>Sil nut</i> - <i>Silene nutans</i>
<i>Phl pra</i> - <i>Phleum pratense</i>	<i>Sil vul</i> - <i>Silene vulgaris</i>
<i>Phr aus</i> - <i>Phragmites australis</i>	<i>Sis off</i> - <i>Sisymbrium officinale</i>
<i>Pic abi</i> - <i>Picea abies</i>	<i>Sol vir</i> - <i>Solidago virgaurea</i>
<i>Pim sax</i> - <i>Pimpinella saxifraga</i>	<i>Son asp</i> - <i>Sonchus asper</i>
<i>Pin syl</i> - <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Sor auc</i> - <i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Pla lan</i> - <i>Plantago lanceolata</i>	<i>Sor int</i> - <i>Sorbus intermedia</i>
<i>Pla maj</i> - <i>Plantago major</i>	<i>Sta syl</i> - <i>Stachys sylvatica</i>
<i>Poa ann</i> - <i>Poa annua</i>	<i>Ste med</i> - <i>Stellaria media</i>
<i>Poa nem</i> - <i>Poa nemoralis</i>	<i>Tan vul</i> - <i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Poa pra</i> - <i>Poa pratensis</i>	<i>Tar spp</i> - <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>
<i>Poa spp</i> - <i>Poa spp.</i>	<i>Thy pul</i> - <i>Thymus pulegioides</i>
<i>Pol mul</i> - <i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>Til cor</i> - <i>Tilia cordata</i>
<i>Pol odo</i> - <i>Polygonatum odoratum</i>	<i>Tri arv</i> - <i>Trifolium arvense</i>
<i>Pol vul</i> - <i>Polypodium vulgare</i>	<i>Tri cam</i> - <i>Trifolium campestre</i>
<i>Pop tre</i> - <i>Populus tremula</i>	<i>Tri ino</i> - <i>Tripleurospermum inodorum</i>
<i>Pot are</i> - <i>Potentilla arenaria</i>	<i>Tri pra</i> - <i>Trifolium pratense</i>
<i>Pot arg</i> - <i>Potentilla argentea</i>	<i>Tri rep</i> - <i>Trifolium repens</i>
<i>Pot ere</i> - <i>Potentilla erecta</i>	<i>Tus far</i> - <i>Tussilago farfara</i>
<i>Pot tab</i> - <i>Potentilla tabernaemontani</i>	<i>Typ lat</i> - <i>Typha latifolia</i>
<i>Pru avi</i> - <i>Prunus avium</i>	<i>Ulm gla</i> - <i>Ulmus glabra</i>
<i>Pru ins</i> - <i>Prunus insititia</i>	<i>Urt dio</i> - <i>Urtica dioica</i>
<i>Pru spi</i> - <i>Prunus spinosa</i>	<i>Vac myr</i> - <i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Pru vul</i> - <i>Prunella vulgaris</i>	<i>Ver arv</i> - <i>Veronica arvensis</i>
<i>Pul off</i> - <i>Pulmonaria officinalis</i>	<i>Ver cha</i> - <i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Pyr spp</i> - <i>Pyrus spp.</i>	<i>Ver off</i> - <i>Veronica officinalis</i>
<i>Que spp</i> - <i>Quercus spp.</i>	<i>Ver tha</i> - <i>Verbascum thapsus</i>
<i>Ran rep</i> - <i>Ranunculus repens</i>	<i>Vic sep</i> - <i>Vicia sepium</i>
<i>Rey spp</i> - <i>Reynoutria spp</i>	<i>Car bri</i> - <i>Carex brizoides</i>
<i>Rib uva</i> - <i>Ribes uva-crispa</i>	<i>Vio spp</i> - <i>Viola sp.</i>

