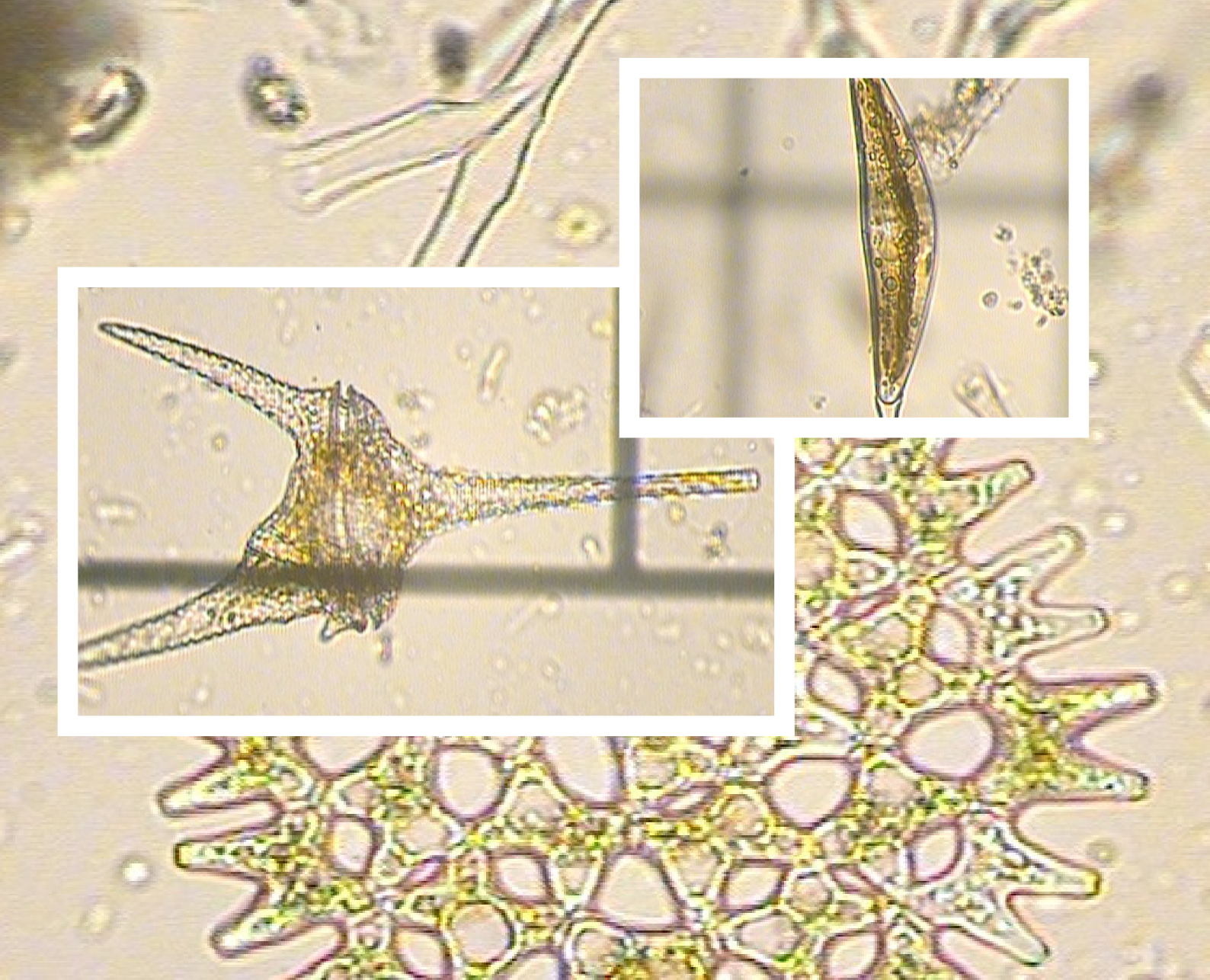


studia. **OECOLOGICA**



**EKOLOGICKÉ
PREFERENCE DRUHŮ
SESLERIA ALBICANS
A SESLERIA TATRAE**

**PRVNÍ NÁLEZ PAVOUKA
MERMESSUS TRILOBATUS
V JIŽNÍCH ČECHÁCH**

**HYDROBIOLOGICKÝ
PRŮZKUM
REKULTIVOVANÉHO
ÚZEMÍ NA MOSTECKU**



ČASOPIS
STUDIA OECOLOGICA
Ročník VI
Číslo 1/2012

Redakční rada:

doc. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor
doc. Ing. Miroslav Farský, CSc. – výkonný redaktor
prof. RNDr. Olga Kontrišová, CSc.
doc. RNDr. Juraj Lesný, Ph.D.
Ing. Martin Neruda, Ph.D.
doc. MVDr. Pavel Novák, CSc.
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

Technický redaktor:

Mgr. Ing. Petr Novák

Recenzenti:

doc. RNDr. Peter Andráš, CSc., Univerzita Mateja Bela, Slovensko
RNDr. František Eichler, Ph.D., Liberec
Mgr. Ladislava Filipová, Ph.D., Ústí nad Labem
doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc., PřF UJEP, Ústí nad Labem
prom. biolog Jiří Heteša, CSc., Agronomická fakulta Mendelovy univerzity, Brno
Ing. Jana Hubáčková, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha
Ing. Radoslav Kandrik, Ph.D., TU Zvolen, Slovensko
RNDr. Ján Kliment, CSc., Botanická zahrada Univerzity Komenského v Blatnici, Slovensko
Ing. Jan Leníček, Zdravotní ústav, Ústí nad Labem
Ing. David Milde, Ph.D., PřF UPOL, Olomouc
Mgr. Antonín Roušar, Chomutov
doc. Ing. Josef Seják, CSc., FŽP UJEP, Ústí nad Labem
RNDr. Lucia Šolcová, Ph.D., Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Slovensko
Ing. Stanislav Štýs, DrSc., Most

Foto obálky

doc. Ing. Jana Říhová Ambrožová, Ph.D.

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem
Tisk: Ofsetový tisk Miroslav Jedlička

Toto číslo bylo dáno do tisku v červenci 2012
ISSN 1802-212X
MK ČR E 17061

OBSAH

STANOVENIE EKOLOGICKÝCH PREFERENCIÍ DRUHOV SESLERIA ALBICANS A SESLERIA TATRAE NA MODELOVOM ÚZEMÍ V BELIANSKYCH TATRÁCH (ZÁPADNÉ KARPATY) <i>Monika BUDZÁKOVÁ, Jozef ŠIBÍK</i>	3
PRVNÍ NÁLEZ PAVOUKA <i>MERMESSUS TRILOBATUS</i> (ARANEAE) V JIŽNÍCH ČECHÁCH <i>Michal HOLEC¹, Zdeňka SVOBODOVÁ, Oxana HABUŠTOVÁ, Hany MOHAMED HUSSEIN, František SEHNAL</i>	15
HYDROBIOLOGICKÝ PRŮZKUM HYDRICKOU CESTOU REKULTIVOVANÉHO ÚZEMÍ NA MOSTECKU <i>Jana ŘÍHOVÁ Ambrožová, MARTIN Neruda</i>	19
ACIDIFIKÁCIA RUDNÉHO POĽA PODLIPA, LUBIETOVÁ <i>Jozef KRŇÁČ, Adam LICHÝ, Ján DUBIEL, Štefan ASCHENBRENNER</i>	28
IDENTIFIKACE ZDROJŮ KOVŮ, POLYCYKLICKÝCH AROMATICKÝCH UHLOVODÍKU A PLYNNÝCH ŠKODLIVIN METODOU PMF <i>Jan POPELKA</i>	44
VYBRANÉ EKOSYSTÉMOVÉ FUNKCE A SLUŽBY NA VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ LUPKU NA KLADENSKU <i>Ondřej CUDLÍN, Emílie PECHAROVÁ, Alena ADLTOVÁ</i> ,	56
HISTORICKÁ GEOGRAFIA A GIS <i>Peter CHRASTINA</i>	64

STANOVENIE EKOLOGICKÝCH PREFERENCIÍ DRUHOV SESLERIA ALBICANS A SESLERIA TATRAE NA MODELOVOM ÚZEMÍ V BELIANSKYCH TATRÁCH (ZÁPADNÉ KARPATY)

ASSESSMENT OF ECOLOGICAL PREFERENCES OF THE SPECIES SESLERIA ALBICANS AND SESLERIA TATRAE ON THE MODEL REGION OF BELIANSKE TATRY MTS (WESTERN CARPATHIANS)

Monika BUDZÁKOVÁ, Jozef ŠIBÍK

Botanický ústav, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, Bratislava, 845 23, Slovenská republika,
monika.budzakova@savba.sk

Abstrakt

Cieľom predloženej štúdie bolo zisťovanie ekologických nárokov druhov *Sesleria albicans* a *S. tatrae*. Na modelovom území v Belianskych Tatrách boli vyčlenené tranzekty, kde bolo zozbieraných 81 fytocenologických zápisov. Na každej ploche boli zaznamenané ekologické faktory a zozbierané jedince na karyologické analýzy. Dátový súbor bol následne spracovaný pomocou multivariačných metód. Z analýz vyplýva, že druh *S. tatrae* podľa očakávaní uprednostňuje miernejšie svahy lavínových žľabov s dlhotrvajúcou snehovou pokrývkou. Druh bol zameraný v lavínových žľaboch a ich okrajových častiach. Najfrekvencovanejším druhom bol druh *S. albicans*, ktorý dominoval na strmších výslnných svahoch, pod skalnými prevismi, na skalách s plytšou skeletnatou pôdou a v krátkosteblových trávnikoch s dominanciou *Carex firma*, no bol zaznamenaný aj v žľaboch, kde bol očakávaný výskyt druhu *S. tatrae*. Výsledky poukazujú na vyššiu ekologickú valenciu druhu *S. albicans*.

Abstract

The principal objectives of this study were to find ecological preferences of the species *Sesleria albicans* and *S. tatrae*. On the model sites in Belianske Tatry Mts., transects of 81 small study plots were selected. The phytosociological relevés together with specimens for karyological analysis and environmental data were sampled and evaluated by multivariate analysis. Expected results were confirmed. *S. tatrae* preferred moderate slopes of avalanche glens covered with thicker layer of snow during the winter. This species was found only in two habitats – avalanche glens and grasslands on glen margins. The most frequent species was *S. albicans* that dominated on steep sunny slopes, under the calcareous overhangs, cliffs on shallow, skeletal soils and in the short-grasse swards with *Carex firma*. This species was also found in avalanche glens, where *S. tatrae* was expected. Our results can be interpreted as wide ecological valency of *S. albicans*.

KLúčové slová: alpske ekosystémy, ordinácia, rastlinné spoločenstvá, vegetácia

Key words: alpine ecosystems, ordination, plant communities, vegetation

Úvod

Rod *Sesleria* je na Slovensku zastúpený piatimi druhmi. Ide o veľmi variabilné druhy, ktoré sú v teréne na spoločných lokalitách v mnohých prípadoch ťažko odlišiteľné. Problematika sa týka predovšetkým druhov *Sesleria albicans* a *Sesleria tatrae*, ktorých populácie sa v niektorých pohoriach Slovenska prekrývajú. Viaceré publikácie poukazujú na vysokú variabilitu morfológických znakov a existenciu prechodných foriem medzi oboma druhmi (Deyl, 1938, 1946; Bělohávková, 1980; Kliment et al., 2008), čo môže súvisieť aj s hybridizáciou a introgresiou medzi týmito druhmi (Deyl, 1938, 1946).

Podľa doterajších výskumov, založených na vlastných pozorovaniach, druhy *Sesleria albicans* a *Sesleria tatrae* osídľujú stanovištia s relatívne odlišnými ekologickými podmienkami. Kým druh *Sesleria albicans* preferuje skôr strmšie vyfúkavané vápencové stienky s plytšou pôdou, druh *Sesleria tatrae* dominuje na miernejších vlhších svahoch s hlbšou pôdou vo vápencových pohoriach Slovenska a nie je obligátne viazaný na zásadité pôdy (Deyl, 1936). Častou pomôckou využívanou pri určovaní jedincov priamo v teréne sa preto stala lokalita výskytu a charakter biotopu, v ktorom boli nájdené. Rozdiely v ekológii resp. viazanosť na stanovištia doteraz neboli podrobené empirickému výskumu a výsledky neboli štatisticky vyhodnocované.

V predloženej práci sme sa pokúsili presne definovať ekologické nároky druhov metódou zberu fytoecologických zápisov a environmentálnych premenných na tranzektoch. Presnosť identifikácie jednotlivých rastlín v zápisoch bola zabezpečená zmeraním ich ploidného stupňa, ktorý je v prípade druhov *Sesleria albicans* a *Sesleria tatrae* odlišný. *S. albicans* je tetraploidný taxón (Löve, Löve, 1975) a *S. tatrae* oktoploidný taxón (Lysák, Doležel, 1998; Marhold et al., 2007). Po zmeraní ploidného stupňa sa zároveň zabezpečilo vylúčenie prítomnosti hybridu, ktorý by mal byť hexaploid. Ako modelové územie boli zvolené Belianske Tatry, kde sa areály týchto dvoch druhov prekrývajú, resp. plynule prechádzajú do seba.

Metodika

Zber dát v teréne

Ekologické nároky druhov *Sesleria albicans* a *Sesleria tatrae* boli zisťované pomocou vyčlenených vertikálnych tranzektov. Každých 5 m bol na tranzekte robený fytoecologický zápis o veľkosti 1 × 1 m klasickými metódami züriško-montpellierskej školy (Braun-Blanquet, 1964). U všetkých zápisov bola použitá modifikovaná 9-členná stupnica početnosti a pokryvnosti (Barkman et al., 1964). Spolu so zápsmi boli zaznamenávané environmentálne premenné: nadmorská výška, orientácia a sklon svahu, celková pokryvnosť, pokryvnosť bylinnej etáže, pokryvnosť machorastov a lišajníkov, pokryvnosť obnaženej pôdy, pokryvnosť skál, pokryvnosť stariny, priemerná, najnižšia a maximálna výška bylinného poschodia, habitat, geologický substrát, reliéf, pôdny druh, hĺbka a skeletnosť pôdy. Pre účely prietokovej cytometrie sme v teréne z každej plochy odobrali 1 až 2 položky v prípade, keď sa dalo jednoznačne určiť, že rastliny na ploche sú odnožami toho istého druhu. V sporných prípadoch bolo zbieraných viacero vzoriek. Malé množstvo mladého pletiva z najmladších lístkov odnože bolo ukladané do silikagélu, aby rastlinné pletivo rýchlo vyschlo a nenarušil sa tak jeho prirodzený turgor. Za modelovú oblasť bolo zvolené územie v Doline Siedmich prameňov v Belianskych Tatrách. Prvý tranzekt viedol od úpätia Limbovej skaly (1476 m n. m.) až ku Skalným vrátam (1600 m n. m.). Druhý tranzekt bol založený na Rakúskom chrbáte (1711 až 1804 m n. m.). Obidve lokality reprezentujú prechody medzi spoločenstvami s druhmi *Sesleria albicans* a *S. tatrae*. Spolu bolo na tranzektoch počas vegetačných sezón 2010 a 2011 urobených 81 fytoecologických zápisov. Názvy taxónov sú uvádzané podľa Zoznamu nižších a vyšších rastlín Slovenska (Marhold, 1998), názvy syntaxónov a diagnostické (pod)druhy pre jednotlivé vegetačné jednotky podľa prác Jarolímeck et al. (1997), Kliment, Valachovič (2007), Jarolímeck, Šibík (2008) a Kliment et al. (2010).

Laboratórne spracovanie

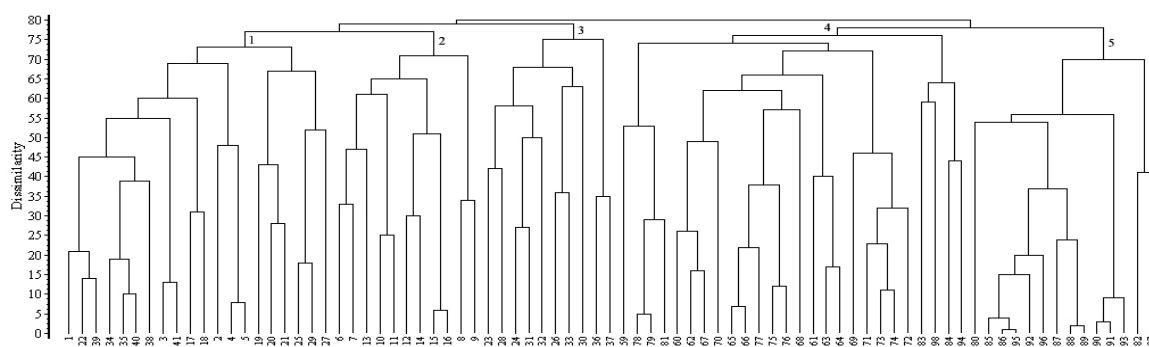
Stupeň ploidie bol stanovovaný pomocou prietokovej cytometrie (flow cytometry = FCM) na cytometri Partec CyFlow ML. Bol stanovovaný relatívny obsah DNA za použitia selektívneho fluorescenčného farbiva DAPI. Ako štandard bol použitý hrach (*Pisum sativum* 'Ctirad') s veľkosťou genómu 9.09 pg. Štandard a suchá položka (spolu cca 0,5–1 cm² pletiva) boli spolu posekané žiletkou v Petriho miske, zaliate 1 ml roztoku OTTO I, prefiltrované cez nylónový mikrofilter (Ø 42 µm) do skúmavky a uložené v chlade. Následne bola vzorka zafarbená farbičkou a merkaptetoetanolom (1 ml OTTO II + 40 µl DAPI + 2 µl β-mercaptoetanol/1 vzorka) a pred samotným meraním bola približne 20 minút odložená na tmavom mieste. Analýzy boli vykonávané na Oddelení taxonómie Botanického ústavu SAV v Bratislave.

Štatistické vyhodnotenie

Fytocenologické zápisy boli uložené do databázového programu TURBOVEG for Windows 2.88 (Hennekens, Schaminée, 2001) a následne exportované a spracované v programe JUICE 7.0 (Tichý, 2002). Roztriedenie zápisov do ekologických skupín, podporené numerickou klasifikáciou sme uskutočnili pomocou programu SYN-TAX 2000 (Podani, 2001). Použitá bola ordinálna metóda a koeficient pre ordinálne dáta Goodman-Kruskal lambda. Vzťahy medzi zápsmi, Ellenbergovými indikačnými hodnotami a nameranými ekologickými faktormi prostredia boli vyhodnocované pomocou príslušných ordinačných metód v programe CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak, Šmilauer, 2002). Na zistenie hlavných smerov variability v dátach bola použitá nepriama gradientová analýza (Herben, Münzbergová, 2003). Pomocou analýzy DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) bola zistená dĺžka gradientu, ktorá presiahla dĺžku 3 SD (Standard deviation = smerodajná odchýlka), na vyhodnotenie dátového súboru boli preto zvolené unimodálne metódy (Lepš, Šmilauer, 2003). Pre zlepšenie interpretácie ekologickej variability v dátach boli do analýzy ako doplnkové premenné (supplementary data) zahrnuté Ellenbergove indikačné hodnoty (Ellenberg, 1992) (Obr. 2), ktorých štatistická významnosť bola otestovaná v programe CanoDraw for Windows 4 na hladine významnosti $P < 0,05$. Ekologické premenné namerané priamo v teréne boli vyhodnocované metódou priamej gradientovej analýzy. Súčasťou analýzy bol randomizačný Monte Carlo test (Lepš, Šmilauer, 2003), pomocou ktorého bola otestovaná štatistická významnosť ekologických faktorov na hladine významnosti $P < 0,05$. Pre hodnoty pokryvností druhov *Sesleria albicans* a *S. tatrae* v ordinačnom priestore boli vyrobené samostatné grafy. Hodnoty týchto premenných sú zobrazené na pozíciách jednotlivých vzoriek pomocou proporcionálne veľkých symbolov (Lepš, Šmilauer, 2000). Synoptická tabuľka (Tabuľka 1) bola vygenerovaná v programe JUICE 7.0 (Tichý, 2002) a následne exportovaná a upravená v programe MS Word. Okrem Ellenbergových indikačných hodnôt a priamych ekologických faktorov bola vyhodnocovaná aj ploidná úroveň rastlín v zápisoch. Zastúpenie ploidných úrovní jednotlivých druhov v zápisoch bolo stanovené podľa Karyotaxonomického prehľadu Flóry Slovenska (Májovský et al., 1987) a publikácie Chromosome number survey of the ferns and flowering plants of Slovakia (Marhold et al., 2007).

Výsledky a diskusia

Výsledný dendrogram zhlukovej analýzy vygenerovaný v programe SYN-TAX 2000 (Podani, 2001) rozdelil zápisy do piatich odlišných ekologických skupín (Obr. 1), ktoré sme označili ako Zhluk 1, Zhluk 2, Zhluk 3, Zhluk 4 a Zhluk 5. Na základe výsledkov priamych a nepriamych gradientových analýz a charakteristík daných biotopov odpozorovaných priamo v teréne možno tieto skupiny charakterizovať nasledovne:



Obrázok 1. Výsledky zhlukovej analýzy za použitia koeficientu pre ordinálne dáta Goodman-Kruskal lambda.

Zhluk 1 – Vegetácia strmých skalnatých strání s plytkou pôdou (*Astero alpini-Seslerion calcariae*, *Potentillion caulescentis*)

Prvú skupinu sme na základe DCA (Obr. 2), CCA ordinačného diagramu (Obr. 5) a druhového zloženia definovali ako ekologický typ spoločenstiev na vyhrievaných spevnených skalnatých substrátoch s veľmi plytkou pôdou a strmým sklonom (až 80°). Fytcenologické zápisy stanovišť obsahujú iba druh *Sesleria albicans*. Časť transektu sa nachádza práve na lokalite, z ktorej bolo opísané spoločenstvo *Astero alpini-Seslerietum calcariae* Hadač et al. 1969 s dominanciou tohto druhu. Druh *Sesleria tatrae* nebol v tomto ekologickom type zaznamenaný. Zápisy strmých skalnatých strání pozitívne korelovali so sklonom (výstupy CCA, Obr. 5) a negatívne korelovali s faktormi vlhkosti a kontinentality (Obr. 2). Pôda je na týchto miestach plytká a neudrži sa v nej dlhodobo veľa vlhahy.

Zhluk 2 – Dná skalných previsov (porasty blízke spoločenstvám zväzu *Erysimo wittmannii-Hackelion deflexae*)

Do druhej skupiny bolo zaradených 11 fytcenologických zápisov. Túto časť transektu tvoria zápisy z lokalít pod skalným previsom, ktorý čiastočne alebo úplne prekrýval plošky zápisov. Plochy sa vyznačovali miernejším sklonom (prevažne do 20°) s vysychavými pôdami, vo viacerých častiach nespevneným sutinovým substrátom. Na plôškach sa vyskytovali iba porasty s druhom *Sesleria albicans*. Druhové zloženie zápisov zo suchších stanovišť pod skalnými prevismi korelovalo s nárokmi na teplo a živiny (Obr. 2).

Zhluk 3 – Lavínové žľaby a konkávne časti reliéfu (*Festucion carpaticae*)

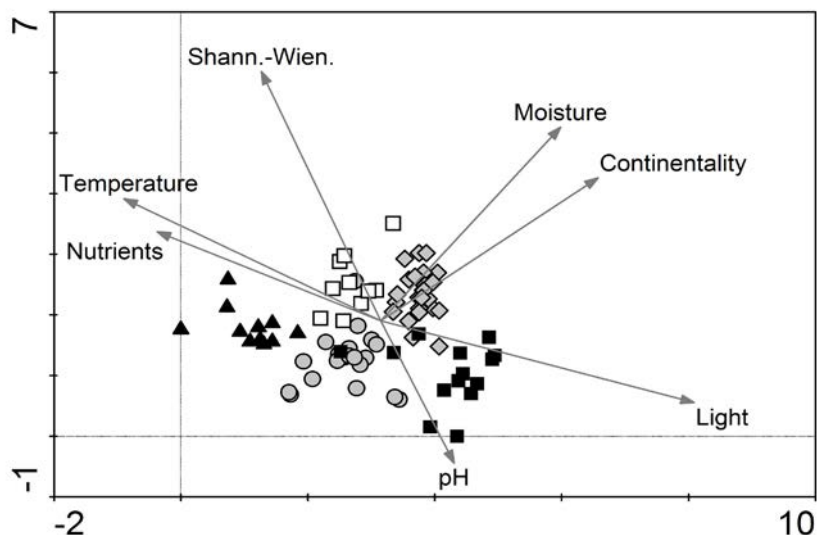
Do tretej skupiny sa zaradili zápisy s druhmi *Sesleria albicans* aj *Sesleria tatrae*. Ide o spoločenstvá vyskytujúce sa v žľaboch a konkávných častiach reliéfu, ktoré sa vyznačujú hlbšími a vlhšími pôdami s väčším obsahom živín a s výskytom teplomilných druhov (Obr. 2). Podľa Shannon-Wienerovho indexu diverzity sú fytcenózy lavínových žľabov zároveň najpestrejšími spoločenstvami. Na základe súčasných poznatkov sa v nich predpokladal výskyt druhu *Sesleria tatrae*. Exaktnými karyologickými analýzami bol potvrdený aj frekventovaný výskyt druhu *Sesleria albicans* (Obr. 4), čo môže do istej miery poukazovať na širšiu ekologickú valenciu druhu *S. albicans*.

Zhluk 4 – Alpínske krátkosteblové trávniky so *Sesleria tatrae* (*Seslerion tatrae*)

Horné časti lavínových žľabov osídľovali druhovo pomerne pestré spoločenstvá alpínskych trávnikov so *Sesleria tatrae*. Okrem vysokých hodnôt Shannon-Wienerovho indexu diverzity dosahovali zápisy týchto porastov aj najvyššie pokryvnosti machorastov (Obr. 5), čo do veľkej miery súvisí s otvorenejším charakterom sledovaných krátkosteblových porastov a vyššou mierou pôdnej a veternej erózie, ktorá vytvára vhodné podmienky imitujúce iníciaľnejšie štádiá vývoja vegetácie v alpínskom stupni. Porasty sa vyskytujú na pomerne hlbokých (Obr. 5), vlhších a v porovnaní s ostatnými zápsmi kyslejších pôdach (Obr. 2) z dôvodu väčšej izolácie materskej horniny a vylúhovaním živín. V porastoch dominoval najmä druh *Sesleria tatrae*, ale v dvoch zápisoch bol zaznamenaný s nízkou hodnotou pokryvnosti a početnosti aj druh *Sesleria albicans* (Obr. 3, 4).

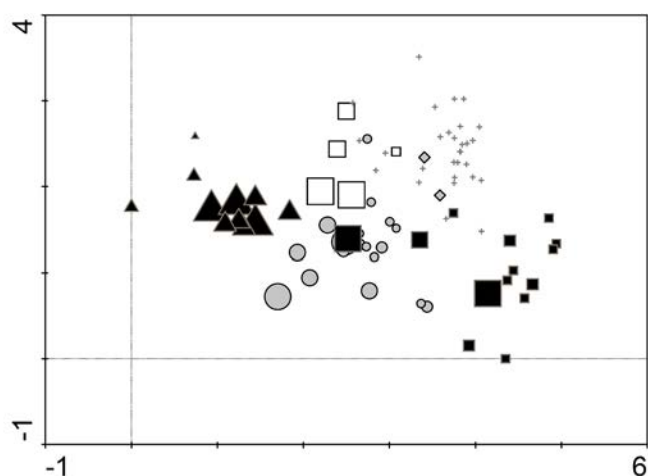
Zhluk 5 – Krátkosteblové kričkovno-mačínové trávniky náveterných svahov a vrcholových plošín (*Caricion firmae*)

Výsledky priamej gradientovej analýzy (Obr. 5) naznačujú, že nízke kričkovno-mačínové spoločenstvá s dominanciou druhov *Carex firma* a *Dryas octopetala* (Zhluk 5) negatívne korelovali s výškou bylinného poschodia. Osídľovali skôr miernejšie svahy s plytšou pôdou. Zvýšené množstvo opadu druhu *Dryas octopetala* spôsobil nárast celkovej pokryvnosti opadu v analyzovaných porastoch. Podľa výstupov z DCA (Obr. 2) v porastoch dominovali prevažne svetlomilné horské druhy nenáročné na teplo a živiny.

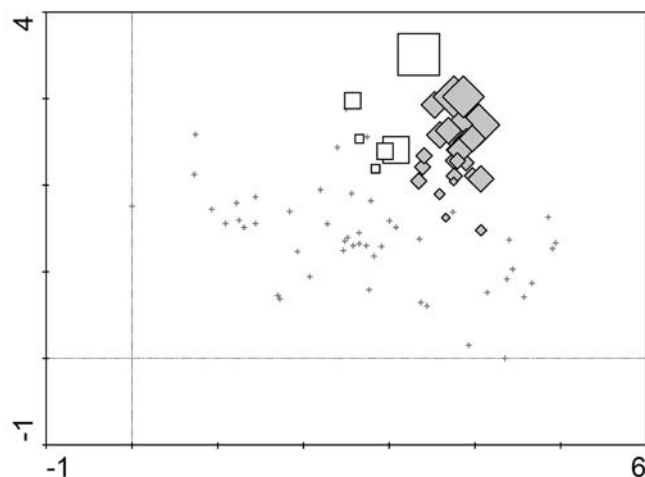


Obrázok 2. Ordinačný diagram zápisov, druhov a doplnkových environmentálnych premenných (Ellenbergove indikačné hodnoty). Diagram je výsledkom nepriamej gradientovej analýzy metódou DCA. Vysvetlivky symbolov a skratiek: ● – Zhluk 1; ▲ – Zhluk 2; □ – Zhluk 3; ◇ – Zhluk 4; ■ – Zhluk 5; Light – svetlo; Moisture – vlhkosť; Nutrients – živiny; pH – pôdna reakcia; Shann.-Wien. – Shannon-Wienerov index diverzity; Temperature – teplo.

Zastúpenie jednotlivých druhov rodu *Sesleria* je znázornené v symbolových diagramoch na obrázkoch 3 a 4. Druh *Sesleria tatrae* sa vyskytoval iba v dvoch vyčlenených ekologických typoch. Najpočetnejší bol v lavínových žľaboch a v alpínskych krátkosteblových trávnikoch. Charakter obidvoch typov lokalít podporuje teóriu o výskyte druhu *S. tatrae* na lokalitách s hlbšou a vlhkejšou pôdou. Z výsledkov vyplýva, že druh *S. tatrae* nie je schopný adaptovať sa na xerothermné stanovištia. Spoločenstvá s ostrevkou tatranskou uprednostňujú skôr vlhšie lokality s dlhšie trvajúcou a hrubšou snehovou pokrývkou (Kliment et al., 2007). Ekologickými nárokmi druhu sa zaoberal Deyl už v tridsiatych rokoch 20. storočia (Deyl, 1936). Skúmal konkrétne vzťahy druhu k pôdnej reakcii s hlavným cieľom potvrdiť, že tieto korelácie existujú i napriek tomu, že *Sesleria tatrae* sa vyskytuje v Belianskych Tatrách v rôznych typoch stanovišť a v rôznych spoločenstvách. Zistil, že druh nie je závislý od pôdnej reakcie, uprednostňuje však dolomitové a vápencové pôdy s neutrálnou až slabou zásaditou pôdnou reakciou (Deyl, 1936). Výsledky DCA potvrdili, že zápisy s výskytom *Sesleria tatrae* negatívne korelujú s rastúcim pH pôdy, a teda tento druh rastie na menej zásaditých pôdach než druh *S. albicans*.

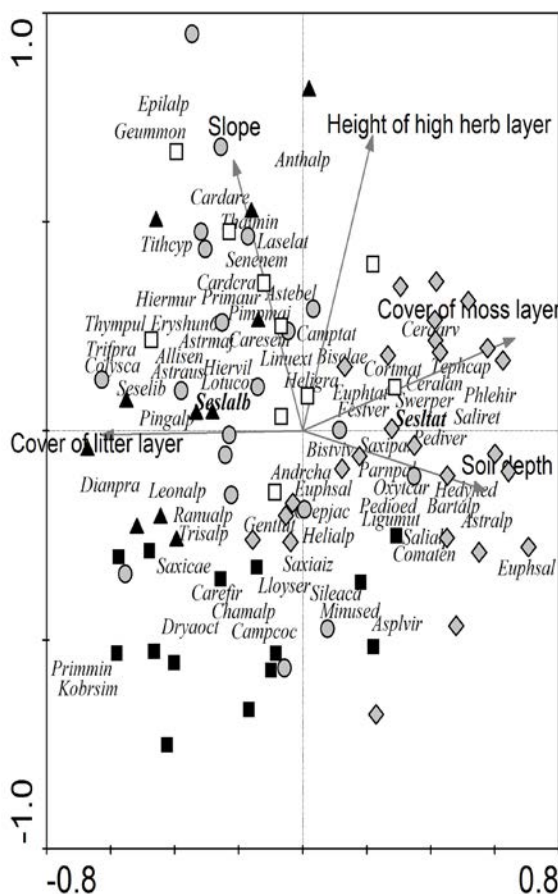


Obrázok 3. Symbolový diagram (*symbol plot*) pokryvností druhu *Sesleria albicans* v ordinačnom priestore (výsledok nepriamej gradientovej analýzy metódou DCA). Symboly sú rovnaké ako u Obr. 2.



Obrázok 4. Symbolový diagram (*symbol plot*) pokryvností druhu *Sesleria tatrae* v ordinačnom priestore (výsledok nepriamej gradientovej analýzy metódou DCA). Symboly sú rovnaké ako u Obr. 2.

Druh *Sesleria albicans* sa vyskytoval vo všetkých typoch zaznamenaných biotopov. Predpokladaným výsledkom boli vysoké pokryvnosti druhu v spoločenstvách strmých skalných stienok, kde má druh svoje prirodzené rozšírenie. Podľa Dixona (1986) sa druh *Sesleria albicans* vyznačuje vysokou rezistentnosťou voči suchu a veľmi dobrou schopnosťou adaptovať sa na suché a na vápnik bohaté prostredie. Predpokladáme, že pre tieto adaptačné schopnosti druh dominuje aj v suchších spoločenstvách skalných previsov. Zlatník (1928) charakterizoval druh *S. albicans* ako jednu z mála rastlín československej flóry, ktorá v pohoriach vyniká sviežosťou a zelenosťou aj počas najhorúcejších období. Ellenberg (1978) ho označil ako veľmi odolný voči vysušeniu, rastúci na najstrmších svahoch a najvýslnnejších stanovištiach dolomitových Álp. Prekvapujúcim bolo vysoké zastúpenie druhu v lavínových žľaboch, kde bol očakávaný druh *Sesleria tatrae*. Dôvodom je širšia ekologická valencia ostrevky vápnomilnej. Podľa Dixona (1996) sa druh vyskytuje primárne v suchých stanovištiach, bol však zaznamenaný aj vo vlhkejších stanovištiach. Vyznačuje sa širokou ekologickou amplitúdou a je dobre adaptovaný na suchu a tolerantný voči vlhkostným podmienkam (Dixon, 1986). Ostrevka vápnomilná sa vyznačuje schopnosťou prispôbovať svoj rast daným ekologickým faktorom (Janišová, Gömöry, 2007).



Obrázok 5. Ordinačný diagram druhov, zápisov a environmentálnych premenných (výsledok priamej gradientovej analýzy CCA). V diagrame sú zobrazené druhy s fitom nad 5%. Symboly sú rovnaké ako u Obr. 2.

Skúmané ekologické premenné ako skeletnosť pôdy, miera potenciálneho ročného ožiarenia slnkom alebo výskyt polyploidných druhov v rámci jednotlivých zápisov sa ukázali na hladine významnosti 0.05 ako štatisticky nevýznamné, preto nie sú v diagramoch znázornené. Faktor nadmorskej výšky bol z analýz vylúčený. Výskyt jednotlivých spoločenstiev na tranzekte bol podmienený skôr charakterom biotopu než nadmorskou výškou, v ktorej sa plochy zápisov nachádzali. Rozsah nadmorských výšok jednotlivých zápisov nebol dostatočne široký na to, aby sa v nich prejavili zmeny daného faktoru.

Tabuľka 1. Synoptická tabuľka ekologických typov identifikovaných na úrovni vyšších syntaxónov. Zobrazené sú hodnoty frekvencie v percentách s horným indexom poukazujúcim na medián pokrývnosti.

Vysvetlivky skratiek: C – konštantný druh; Dg – diagnostický druh; Dm – dominantný druh (Jarolímek, Šibík, 2008). Tučným písmom sú zvýraznené druhy s hodnotou frekvencie nad 20 %.

1: *Astero alpini-Seslerion calcariae*, *Potentillion caulescentis*; 2: *Erysimo witmannii-Hackelion deflexae*; 3: *Festucion carpaticae*; 4: *Seslerion tatrae*; 5: *Caricion firmiae*

Number of column	1	2	3	4	5
Number of relevés	20	11	10	26	14
<i>Astero alpini-Seslerion calcariae</i>, <i>Potentillion caulescentis</i>					
<i>Primula auricula</i>	C, Dg	80 ¹	.	.	7 ²
<i>Gypsophila repens</i>		75 ¹	.	.	.
<i>Hieracium villosum</i>		45 ¹	18 ⁺	.	.
<i>Allium senescens ssp. montanum</i>		35 ⁺	9 ⁺	.	.
<i>Gymnadenia conopsea</i>		30 ²	.	10 ⁺	4 ⁺
<i>Aster alpinus</i>	Dg	20 ⁺	.	.	8 ¹

Number of column	1	2	3	4	5
Number of relevés	20	11	10	26	14
<i>Polygala amara ssp. brachyptera</i>	20 ⁺
<i>Anthyllis vulneraria ssp. alpestris</i> C	20 ⁺	9 ⁺	10 ²	.	.
<i>Sesleria albicans</i> C, Dg, Dm	100 ²	100 ³	50 ²	8 ²	100 ¹
<i>Festuca tatrae</i> C, Dg	35 ⁺	45 ¹	20 ¹	.	.
<i>Scabiosa lucida</i> C	50 ¹	9 ⁺	40 ⁺	23 ¹	7 ¹
<i>Jovibarba globifera</i> C	10 ⁺
<i>Helianthemum grandiflorum</i> C	70 ¹	64 ¹	90 ²	54 ²	14 ^x
<i>Trisetum alpestre</i> C, Dg	70 ⁺	.	.	.	79 ⁺
<i>Leontopodium alpinum</i> Dg	35 ⁺	.	.	.	29 ⁺
<i>Euphrasia salisburgensis</i> C, Dg	45 ⁺	.	20 ⁺	62 ⁺	57 ⁺
<i>Saxifraga paniculata</i> C	35 ⁺	.	.	65 ⁺	21 ^x
<i>Lotus corniculatus</i>	50 ⁺	18 ⁺	20 ²	.	.
<i>Carduus glaucinus</i>	40 ⁺	27 ¹	10 ¹	.	.
<i>Picea abies</i>	30 ⁺	.	20 ^x	12 ^x	14 ^x
<i>Androsace lactea</i>	15 ⁺	.	.	4 ⁺	.
<i>Hieracium alpinum</i>	15 ⁺	9 ⁺	.	.	.
<i>Linum catharticum</i>	15 ⁺	9 ⁺	10 ⁺	.	.
<i>Asplenium viride</i>	5 ⁺	.	.	4 ⁺	.
<i>Coeloglossum viride</i>	5 ⁺
<i>Galeopsis angustifolia</i>	5 ⁺
<i>Acer pseudoplatanus</i>	5 ^x
<i>Erysimo witmannii-Hackelion deflexae</i>					
<i>Colymbada alpestris</i>	10 ⁺	91 ¹	.	.	.
<i>Laserpitium latifolium</i>	.	73 ¹	.	.	.
<i>Tithymalus cyparissias</i>	.	45 ⁺	.	.	.
<i>Trifolium pratense ssp. kotulae</i>	.	36 ¹	10 ¹	.	.
<i>Hieracium sp.</i>	.	27 ⁺	10 ⁺	.	.
<i>Taraxacum sp.</i>	.	27 ¹	.	4 ⁺	.
<i>Poa nemoralis</i> C	5 ⁺	27 ¹	10 ¹	.	.
<i>Carlina acaulis</i>	.	27 ²	.	.	.
<i>Dianthus praecox</i>	.	27 ⁺	.	.	.
<i>Hieracium bifidum</i> C, Dm	.	18 ⁺	10 ⁺	.	.
<i>Astragalus australis</i>	40 ⁺	45 ¹	10 ²	.	.
<i>Libanotis pyrenaica</i>	70 ⁺	91 ⁺	30 ⁺	8 ⁺	.
<i>Clinopodium vulgare</i>	.	18 ¹	.	.	.
<i>Hieracium bifidum</i>	.	18 ⁺	10 ⁺	.	.
<i>Thalictrum minus</i>	10 ⁺	18 ⁺	10 ¹	.	.
<i>Thymus pulcherrimus ssp. sudeticus</i>	15 ⁺	18 ⁺	.	.	.
<i>Vicia cracca</i>	.	18 ⁺	.	.	.
<i>Achillea millefolium ssp. alpestris</i>	.	18 ^x	.	4 ¹	.
<i>Oxytropis campestris</i>	5 ⁺	9 ²	.	.	.
<i>Digitalis grandiflora</i>	.	9 ⁺	.	.	.
<i>Festuca rubra</i>	.	9 ⁺	.	.	.
<i>Ligusticum mutellina</i>	.	9 ⁺	.	.	.
<i>Lilium martagon</i>	.	9 ⁺	.	.	.
<i>Petasites albus</i>	.	9 ⁺	.	.	.
<i>Festucion carpaticae</i>					
<i>Festuca carpatica</i>	15 ¹	9 ⁺	80 ²	.	.
<i>Cirsium erisithales</i>	.	9 ⁺	60 ¹	.	.
<i>Pleurospermum austriacum</i>	.	.	40 ⁺	.	.
<i>Bistorta major</i> C	5 ⁺	.	40 ⁺	12 ¹	7 ⁺
<i>Senecio ovatus</i>	.	.	50 ⁺	.	.
<i>Leontodon hispidus</i> C	.	.	30 ⁺	.	.
<i>Primula elatior</i> C	.	.	30 ¹	.	.
<i>Erysimum wahlenbergii</i> (Asch. et Engl.) Borbás	5 ⁺	18 ⁺	30 ⁺	.	.
<i>Geranium sylvaticum</i>	.	.	20 ⁺	.	.
<i>Cardaminopsis arenosa agg.</i>	.	.	20 ⁺	.	.
<i>Myosotis alpestris</i>	.	.	30 ⁺	19 ⁺	.
<i>Cardaminopsis halleri</i>	.	.	20 ¹	.	.
<i>Silene vulgaris</i>	.	9 ⁺	20 ⁺	.	.
<i>Trifolium badium</i>	5 ⁺	.	20 ¹	.	.
<i>Anemone narcissiflora</i>	5 ⁺	.	20 ¹	4 ²	.
<i>Crepis mollis</i> C, Dg	.	9 ⁺	10 ⁺	.	.
<i>Linum extraaxillare</i> C	55 ⁺	73 ⁺	100 ¹	54 ⁺	.
<i>Astrantia major</i> C, Dg	20 ⁺	36 ⁺	70 ¹	.	.
<i>Soldanella carpatica</i> C	10 ⁺	.	100 ¹	46 ⁺	7 ⁺
<i>Hypericum maculatum</i> C	.	.	10 ⁺	.	.
<i>Viola biflora</i> C	5 ⁺	.	90 ¹	31 ⁺	7 ^x
<i>Luzula sylvatica</i> C	.	.	10 ²	.	.
<i>Luzula luzuloides</i> C	.	.	10 ²	4 ¹	.
<i>Swertia perennis</i> C	10 ⁺	.	90 ¹	38 ¹	.
<i>Pimpinella major</i> C	5 ⁺	27 ²	90 ¹	4 ⁺	.

Number of column		1	2	3	4	5
Number of relevés		20	11	10	26	14
<i>Carex sempervirens</i>	C	85 ²	55 ⁺	100 ²	15 ¹	7 ⁺
<i>Cortusa matthioli</i>	C	5 ⁺	.	70 ⁺	35 ¹	.
<i>Calamagrostis varia</i>	Dm	.	18 ¹	10 ⁺	.	.
<i>Hieracium murorum</i>		20 ⁺	9 ⁺	20 ¹	.	.
<i>Campanula glomerata</i>		10 ¹	45 ⁺	50 ⁺	4 ²	.
<i>Biscutella laevigata</i>		5 ⁺	18 ⁺	30 ¹	27 ¹	7 ⁺
<i>Campanula tatrae</i>		40 ⁺	.	50 ⁺	35 ⁺	7 ⁺
<i>Angelica sylvestris</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Calamagrostis villosa</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Carex flacca</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Crepis paludosa</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Oreogeeum montanum</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Thalictrum aquilegiifolium</i>		.	.	10 ¹	.	.
<i>Tussilago farfara</i>		.	9 ¹	10 ¹	.	.
<i>Epilobium alpestre</i>		.	.	10 ⁺	.	.
<i>Galium schultesii</i>		.	.	10 ⁺	.	.
<i>Gentianopsis ciliata</i>		5 ⁺	9 [±]	10 ⁺	.	.
<i>Origanum vulgare</i>		.	.	10 ⁺	.	.
<i>Polygonatum verticillatum</i>		.	.	10 ⁺	.	.
Seslerion tatrae						
<i>Sesleria tatrae</i>	C, Dg, Dm	.	.	60 ²	100 ²	.
<i>Euphrasia tatrae</i>		10 ⁺	.	10 ⁺	62 ⁺	7 ⁺
<i>Salix reticulata</i>		.	.	.	35 ²	14 ¹
<i>Cerastium arvense ssp. glandulosum</i>		.	.	.	35 ⁺	.
<i>Cerastium eriophorum</i>		.	.	.	38 ⁺	.
<i>Luzula sudetica</i>		.	.	.	31 ⁺	.
<i>Astragalus alpinus</i>		.	.	.	27 ¹	7 ¹
<i>Rhodiola rosea</i>		.	.	10 ⁺	27 ⁺	14 ⁺
<i>Minuartia pauciflora</i> (Kit.) Dvořáková		.	.	.	23 ⁺	14 ⁺
<i>Phyteuma orbiculare</i>	C, Dg	70 ¹	55 ⁺	80 ¹	85 ¹	21 ¹
<i>Tephrosieris capitata</i>	Dg	.	.	30 ¹	27 ¹	.
<i>Festuca versicolor</i>	C, Dg, Dm	100 ²	73 ¹	90 ³	100 ³	100 ²
<i>Bellidiastrum michelii</i>	C, Dg	70 ¹	9 ⁺	70 ¹	12 ¹	.
<i>Bartsia alpina</i>	C, Dg	10 ⁺	.	10 ⁺	42 ⁺	36 ⁺
<i>Phleum hirsutum</i>	Dg	.	9 ⁺	20 ¹	23 ¹	.
<i>Potentilla aurea</i>	C	.	.	.	4 ¹	.
<i>Bistorta vivipara</i>	C	50 ⁺	.	70 ⁺	77 ⁺	57 ⁺
<i>Poa alpina</i>	C	.	9 ¹	30 ¹	46 ⁺	.
<i>Ranunculus breyninus</i>	C	90 ⁺	73 ⁺	100 ¹	92 ¹	64 ⁺
<i>Parnassia palustris</i>	C	20 ⁺	.	60 ⁺	73 ¹	43 ⁺
<i>Thymus pulcherrimus ssp. pulcherrimus</i>	C	20 ⁺	9 ¹	40 ⁺	46 ¹	14 ⁺
<i>Pedicularis oederi</i>		5 ⁺	.	.	69 ⁺	50 ¹
<i>Oxytropis carpatica</i>		10 ⁺	.	.	38 ¹	21 ¹
<i>Hedysarum hedysaroides</i>		.	.	.	23 ¹	21 ¹
<i>Euphrasia salisburgensis</i>		45 ⁺	.	20 ⁺	62 ⁺	57 ⁺
<i>Galium anisophyllum</i>		55 ⁺	55 ⁺	40 ⁺	88 ⁺	29 ⁺
<i>Ligusticum mutellinoides</i>		.	.	.	19 ⁺	7 ⁺
<i>Carex atrata</i>		.	.	.	12 ¹	.
<i>Comastoma tenellum</i>		.	.	.	12 ⁺	7 ⁺
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		.	.	.	12 ¹	7 ¹
<i>Carex capillaris</i>		.	.	.	8 ¹	7 ⁺
<i>Ranunculus thora</i>		.	.	.	8 ¹	.
<i>Anthoxanthum alpinum</i>		5 ²	.	.	8 ⁺	.
<i>Botrychium lunaria</i>		.	.	.	8 ⁺	.
<i>Juncus trifidus</i>		.	.	.	8 ⁺	.
<i>Astragalus austriacus</i>		.	.	.	4 ¹	.
<i>Tithymalus salicifolius</i>		.	.	.	4 ¹	.
<i>Trommsdorffia uniflora</i>		.	.	.	4 ¹	.
<i>Saussurea alpina</i>		.	.	.	4 ¹	.
<i>Thymus pulegioides</i>		.	.	.	4 ¹	.
<i>Pseudorchis albida</i>		.	.	.	4 ⁺	.
<i>Pulsatilla scherfelii</i>		.	.	.	4 ⁺	.
<i>Ranunculus pseudomontanus</i>		.	.	.	4 ⁺	.
Caricion firmae						
<i>Dryas octopetala</i>	C, Dg, Dm	10 ⁺	.	.	12 ¹	64 ³
<i>Chamorchis alpina</i>	Dg	.	.	.	8 ⁺	64 ⁺
<i>Campanula cochleariifolia</i>	C	.	.	.	4 ⁺	36 ⁺
<i>Bupleurum ranunculoides</i>		15 ⁺	.	10 ⁺	12 ⁺	21 ¹
<i>Minuartia sedoides</i>		.	.	.	8 ¹	21 ¹
<i>Pinguicula alpina</i>	C, Dg	5 ¹	.	10 ⁺	.	21 ⁺
<i>Lloydia serotina</i>		.	.	.	12 ⁺	21 ⁺
<i>Saxifraga caesia</i>	C, Dg	30 ⁺	.	.	.	71 ⁺

Number of column		1	2	3	4	5
Number of relevés		20	11	10	26	14
<i>Carex firma</i>	C, Dg, Dm	45 ¹	.	.	35 ¹	100 ²
<i>Ranunculus alpestris</i>	C, Dg	20 ⁺	.	.	12 ⁺	57 ⁺
<i>Salix alpina</i>	C, Dg	.	.	10 ¹	42 ²	43 ¹
<i>Crepis jacquini</i>	C, Dg	45 ¹	.	.	58 ⁺	64 ¹
<i>Saxifraga aizoides</i>	C, Dg	5 ⁺	.	.	23 ¹	43 ⁺
<i>Selaginella selaginoides</i>	C, Dg	10 ⁺	.	20 ⁺	35 ⁺	14 ⁺
<i>Arenaria tenella</i>	Dg	5 ⁺	.	.	12 ⁺	14 [±]
<i>Rhodax alpestris</i>	Dg	35 ¹	.	.	42 ¹	93 ⁺
<i>Androsace chamaejasme</i>	Dg	75 ⁺	.	60 ⁺	81 ⁺	86 ⁺
<i>Pedicularis verticillata</i>	C	30 ⁺	.	.	88 ⁺	7 ⁺
<i>Silene acaulis</i>	C	.	.	.	35 ¹	64 ¹
<i>Gentianella lutescens</i>		35 [±]	.	.	23 ⁺	57 ⁺
<i>Erigeron sp.</i>		.	.	.	12 ⁺	14 ⁺
<i>Artemisia eriantha</i>		7 ¹
<i>Carex fuliginosa</i>		7 ⁺
<i>Draba aizoides</i>		7 ⁺
<i>Kobresia simpliciuscula</i>		7 ⁺
<i>Oxytropis halleri</i>		7 ⁺
<i>Pyrola carpatica</i>		7 ⁺
<i>Primula minima</i>		7 [±]

Záver

Priame a nepriame gradientové analýzy nám poskytli pomerne jasný pohľad na študované typy stanovišť druhov *Sesleria albicans* a *Sesleria tatrae*. Z výstupov možno vyvodíť ekologické nároky týchto druhov. V priamej gradientovej analýze sa viaceré ekologické faktory ako sklon svahu, hĺbka pôdy, pokryvnosť opadu, machorastov a výška bylinnej etáže prejavili ako štatisticky významné. Pri interpretácii nepriamej gradientovej analýzy napomohli Ellenbergove indikačné hodnoty, ktoré ozrejmili rozloženie zápisov z hľadiska ďalších ekologických faktorov, ako sú svetlo, teplota, vlhkosť, živiny a hodnota pôdnej reakcie.

V rámci transektu bol druh *Sesleria tatrae* zaznamenaný iba v dvoch ekologických typoch a to v lavínových žľaboch a konkávných častiach reliéfu a v alpínskych trávnikoch na horných okrajoch lavínových žľabov. V týchto typoch stanovišť bola pôda hlbšia oproti strmým skalnatým lokalitám s druhom *Sesleria albicans*. Predpokladá sa aj dlhšie trvanie snehovej pokrývky na lokalitách. V dôsledku lepšej vyvinutosti pôdy a miernejšiemu sklonu boli lokality oveľa vlhkejšie.

Druh *Sesleria albicans* je podľa výsledkov analýz omnoho adaptabilnejší, pretože vykázal oveľa vyššiu variabilitu stanovišť. Vyskytoval sa vo všetkých vyčlenených ekologických skupinách – na strmých skalných stráňach, dnách skalných previsov ako aj v nízkych kričkovno-mačínových trávnikoch s dominanciou druhov *Carex firma* a *Dryas octopetala*. Výsledky gradientových analýz poukazujú na preferenciu druhu k extrémnejším stanovišťam, vysychavým lokalitám s plytkou nevyvinutou pôdou, ktoré vykazujú vyššie hodnoty pôdnej reakcie. Druh bol významne zastúpený aj vo vlhkých lavínových žľaboch a v alpínskych krátkosteblových trávnikoch na okrajoch lavínových žľabov. Tieto výstupy poukazujú na širšiu ekologickú valenciu druhu *Sesleria albicans* oproti druhu *Sesleria tatrae*. V budúcnosti by rozšírenie počtu zápisov na transektoch aj v iných pohoriach Západných Karpát malo priniesť ďalšie zobjektivnenie výsledkov o ekologických nárokoch týchto druhov.

Pod'akovanie

Táto práca bola podporená projektom VEGA, č. 2/0090/12.

Zoznam literatúry

BARKMAN J.J., DOING H., SEGAL S. (1964) Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl. Vol. 13, pp. 394–419.

BĚLOHLÁVKOVÁ R. (1980) Rostlinná společenstva alpínskeho stupně Kriváňské Malé Fatry. Msc. Ddepon. in Správa NP Malá Fatra, Varín.

- BRAUN-BLANQUET J. (1964) Pflanzensoziologie; Grundzüge der Vegetationskunde. Ed. 3. Springer Verlag, Wien, New York 866 pp.
- DEYL M. (1936) *Sesleria bielzii* Schur a reakce půdní v Bielských Tatrách. Nat. Carpatica Vol. 1b, pp. 266–274.
- DEYL M. (1938) Die čechoslovakischen Sesleria-Arten. Sborn. Nár. Mus. Praze, Řada B, Přír. Vědy., pp. 23–48.
- DEYL M. (1946) Study of the genus *Sesleria*. Československá botanická společnost, Prague 256 pp.
- DIXON J.M. (1986) Drought resistance in *Sesleria albicans* Kit. ex. Schultes compared with *Agrostis capillaris* L. and *Cynosurus cristatus* L. New Phytol. Vol. 103, pp. 559–572.
- DIXON J.M. (1996) Waterlogging and survival in *Sesleria albicans*. New Phytol. Vol. 133, pp. 415–422.
- ELLENBERG H. (1978) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Ed. 2. Ulmer, Stuttgart 981 pp.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH W., WERNER W., PAULISSEN D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (2nd ed.). Scripta Geobot. Vol. 18, pp. 1–258.
- HENNEKENS S.M., SCHAMINÉE J.H.J. (2001) TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. J. Veg. Sci. Vol. 12, pp. 589–591.
- HERBEN T., MÜNZBERGOVÁ Z. (2003) Zpracování geobotanických dat v příkladech – Část I. Data o druhovém složení, Praha 118 pp.
- JANIŠOVÁ M., GÖMÖRY D. (2007) Spatial genotypical diversity of *Sesleria albicans* (Poaceae) in a dry grassland community. Biologia (Bratislava). Vol. 62, pp. 670–674.
- JAROLÍMEK I., ZALIBEROVÁ M., MUCINA L., MOCHNACKÝ S. (1997) Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 2. Synantropná vegetácia. Veda, Bratislava, 420 pp.
- JAROLÍMEK I., ŠIBÍK J. (2008) (Eds.) Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava 332 pp.
- KLIMENT J., VALACHOVIČ M. (Eds.) (2007) Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 4. Vysokohorská vegetácia. Veda, Bratislava 388 pp.
- KLIMENT J., BERNÁTOVÁ D., JAROLÍMEK I., PETRÍK A., ŠIBÍK J., UHLÍŘOVÁ J. (2007) *Elyno-Seslerietea*, in: KLIMENT J., VALACHOVIČ M. (Eds.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 4. Vysokohorská vegetácia, Veda, Bratislava pp. 147–208.
- KLIMENT J., ŠIBÍK J., ŠIBÍKOVÁ I., DÚBRAVCOVÁ Z., JAROLÍMEK I., UHLÍŘOVÁ J. (2010) High-altitude vegetation of the Western Carpathians - a syntaxonomical review. Biologia (Bratislava). Vol. 65, pp. 965–989.
- KLIMENT J., BERNÁTOVÁ D., DÍTĚ D., JANIŠOVÁ M., JAROLÍMEK I., KOCHJAROVÁ J., KUČERA P., OBUCH J., TOPERCER J., UHLÍŘOVÁ J., ZALIBEROVÁ M. (2008) Papradňorasty a semenné rastliny (Ferns and flowering plants), in: KLIMENT J. (Ed.), Příroda Velké Fatry, Lišajníky, machorasty, cievnaté rastliny. Vydav. Univ. Komenského, Bratislava pp. 109–367.
- LEPŠ J., ŠMILAUER P. (2000) Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta JČU, České Budějovice 102 pp.
- LEPŠ J., ŠMILAUER P. (2003) Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO. University Press, Cambridge 198 pp.
- LÖVE Á., LÖVE D. (1975) Cytotaxonomical atlas of the Arctic flora. J. Cramer, Vaduz 598 pp.
- LYSÁK M.A., DOLEŽEL J. (1998) Estimation of nuclear DNA content in *Sesleria* (Poaceae). Caryologia. Vol. 51, pp. 123–132.

- MÁJOVSKÝ J., MURÍN A., FERÁKOVÁ V., HINDÁKOVÁ M., SCHWARZOVÁ T., UHRÍKOVÁ A., VÁCHOVÁ M., ZÁBORSKÝ J. (1987) Karyotaxonomický prehľad flóry Slovenska. Veda, Bratislava, 440 pp.
- MARHOLD K. (Ed.) (1998) Paprad'orasty a semenné rastliny. In: MARHOLD K., HINDÁK F. (Eds), Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska, Veda, Bratislava, pp. 333–687.
- MARHOLD K., MÁRTONFI P., MEREĎA P., MRÁZ P. (Eds.) (2007) Chromosome number survey of the ferns and flowering plants of Slovakia. Veda, Bratislava, 650 pp.
- PODANI J. (2001) SYN-TAX 2000. Computer Program for Data Analysis in Ecology and Systematics for Windows 95, 98 and NT. User's manual. Scientia Publ., 53 pp.
- TER BRAAK C.J.F., ŠMILAUER P. (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Biometris, Wageningen and České Budějovice 500 pp.
- TICHÝ L. (2002) JUICE, software for vegetation classification. J. Veg. Sci. Vol. 13, pp. 451–453.
- ZLATNÍK A. (1928) Etudes ecologiques et sociologiques sur le *Seslerion coerulea* et le *Sesleria calcaria* en Tchechoslovaquie. Travaux de la Societe Royale des Sciences de Boheme, Classe de Science, N.S. Vol. 8, pp. 1–116.

PRVNÍ NÁLEZ PAVOUKA *MERMESSUS TRILOBATUS* (ARANEAE) V JIŽNÍCH ČECHÁCH

FIRST RECORD OF SPIDER *MERMESSUS TRILOBATUS* (ARANEAE) IN SOUTH BOHEMIA

Michal HOLEC¹, Zdeňka SVOBODOVÁ^{2,3}, Oxana HABUŠTOVÁ², Hany
MOHAMED HUSSEIN², FRANTIŠEK SEHNAL^{2,3}

¹Jan Evangelista Purkyně University, Faculty of the Environment, Ústí nad Labem, Czech Republic,
michal.holec@ujep.cz

²Biology Centre ASCR, Institute of Entomology, České Budějovice, Czech Republic

³University of South Bohemia, Faculty of Science, České Budějovice, Czech Republic

Abstrakt

Mermessus trilobatus byl do Evropy introdukován ze Severní Ameriky. První údaj z Evropy pochází z doby přibližně před 25 lety. Schopnost druhu kolonizovat nová území Evropy je postupně dokumentována řadou dalších autorů. V příspěvku uvádíme některé podrobnosti prvního nálezu v jižních Čechách.

Abstract

Mermessus trilobatus was introduced into Europe from North America. First recorded in Europe was approximately 25 years ago. From that time the ability to spread and colonize of this species new localities in Europe are step by step documented by different authors. We present some details from first findings in South Bohemia.

Klíčová slova: *Mermessus trilobatus*, *Eperigone trilobata*, šíření, pavouk, kukuřičná pole, jižní Čechy

Key words: *Mermessus trilobatus*, *Eperigone trilobata*, spreading, spiders, maize field, South Bohemia

The first published observation of North-American species *Mermessus trilobatus* (Emerton, 1882) (Araneae) in Europe was documented on one male by DUMPERT and PLATEN (1985) from Germany. From this time next records have gradually appeared from different localities in different countries (e.g. according VAN HELSDINGEN (2009) gradually from Germany, Switzerland, Austria, Belgium, Italy, England, the Netherlands and the Czech Republic). Four males from four localities from central part of Bohemia (the Czech Republic) were recorded by several authors (first record in 2007 by J. Dolanský but for more details see in DOLANSKÝ et al. 2009). Records come from different habitats (open and forest, dry and wet, naturally and by man disturbed and also natural non-disturbed areas). Also other published data from Europe show unclear habitat specialization (see in e.g. Van HELSDINGEN 2009, HARWEY 2008, VAN KEER et al. 2006, BLICK et al. 2005, DE KONINCK 2004, LAMBRECHTS 2002, BREUSS 1999, HÄNGI 1990, HÄNGI et al. 1995). The aim of following text is present data from pitfall traps investigation on spiders of experimental maize fields in South Bohemia (the Czech Republic).

Survey of recorded material and some additional information to our findings

Survey of recorded material

11.9. – 18.9.09 1 male, 6.4. – 20.4.10 1 male, 31.8. – 7.9.11 2 males, 29.7. – 5.8.11 2 males and 1 female

Relation of our records of M. trilobatus to other spider material

Samples of spiders were collected by using 125 pitfall traps 8 cm in diameter (containing suspension of 10% of salty water and 2 – 3 drops of detergent) six times during the experimental seasons 2009 – 2011. The pitfall traps were distributed on maize field 14 ha in large (Fig. 1) close to Žabovřesky area in the vicinity of České Budějovice city. Nomenclature was used with accordance PLATNICK 2012. *M. trilobatus* represents only very small part of all trapped specimens. During the years 2009–2011 the ratio of aimed species in compare with total number of all specimens trapped was 0.02% (7 specimens of *M. trilobatus* and 32 617 specimens of all species).

Concretely:

2009: *M. trilobatus* (1 specimen) recorded and it composed 0.02% of all material (4 823 specimens); 2010: *M. trilobatus* composed 0.006% of all material (17 875 specimens) and in 2011: *M. trilobatus* (5 specimens) composed 0.04% of all material (9 920 specimens).

In conclude for the period from 2009 to 2011 *M. trilobatus* represented only 1.3% of the total number of 80 species recorded in all pitfall traps.

Concretely:

2009: *M. trilobatus* composed 1.8% of all (57) species; 2010: 2.3% of all (44) species; 2011: 2.3% of all (43) species.

Dominant species of spiders of investigated maize fields were *Pardosa agrestis* (Westring, 1861), *Pachygnatha degeeri* (Sundevall, 1830) and *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850), although dominance of individual dominant species highly oscillated during the 2009–2011 years. Also other spider species characteristic for arable land were recorded (e.g. *Erigone* spp., *Porrhomma microphthalmum* (O. P.-Cambridge, 1871), *Ostearius melanopygius* (O. P.-Cambridge, 1879), *Xysticus kochi* Thorell, 1872, *Araeoncus humilis* (Blackwall, 1841), *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836)).

Based on the data of DOLANSKÝ et al. (2009) and our data, we can conclude that we registered from the Czech Republic continual (2007 – 2011) observations on *M. trilobatus*, proved that males often dominated and only one female was recorded. Our presented data and data of DOLANSKÝ et al. (2009) and additional other data from authors in Europe indicate that these species is seems very probably widely distributed in the Czech Republic although the number of specimens it seems still small.

Acknowledgements

This work was financially supported by grant QH91093 from the National Agency for Agricultural Research and by EU project MOBITAG (7FP-REGPOT-2008-1, GA 229518).

Literature

- BLICK T., HAENGGI A., WITTENBERG R. (2005) Spiders and Aliens – Arachnida. In: Wittenberg R. *An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland*. CABI Bioscience Switzerland Centre, report to The Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape SAEFL, Delémont, Switzerland. 213–229.
- BREUSS W. (1999) Über die Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) des Naturschutzgebietes Gsieg-Obere Mähder (Lustenau, Vorarlberg). *Vorarlberger Naturschau*, 6: 215–236.
- DE KONINCK H. (2004) Vier nieuwe en enkele zeldzame spinnen voor de Belgische fauna. *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 19 (1–2): 51.
- DOLANSKÝ J., ŘEZÁČ M., KŮRKA A. (2009) *Mermessus trilobatus* (Emerton, 1882) (Araneae, Linyphiidae) – nový druh pavučenky v České republice. *Vč. Sb. Přír. Práce a studie*. 143–144.
- DUMPERT K., PLATEN R. (1985) Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. *Carolinae*, 42: 75–106.
- HÄNGGI A. (1990) Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna des Kt. Tessin III – Für die Schweiz neue und bemerkenswerte Spinnen (Arachnida: Araneae). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 63: 153–167.
- HÄNGGI A., STÖCKLI E., NENTWIG W. (1995) Habitats of Central European spiders. *Miscellanea Faunistica Helvetiae*, 4: 1–460.
- HARWEY, P. (2008) *Eperigone trilobata* (Emerton, 1882), newly recorded in Britain. Spider Recording Scheme News, 61. In: Newsletter of the British Arachnological Society, 112: 24.
- PLATNICK N.I. (2012) The world spider catalog, version 12.5. American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/intro1.html>
- LAMBRECHTS J., JANSSEN M., HENDRICKX F. (2002) 4 nieuwe spinnensoorten voor de Belgische fauna. *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 17 (3): 74.
- VAN HELSDINGEN P.J., (2009) *Mermessus denticulatus* (Banks, 1898) and *Mermessus trilobatus* (Emerton, 1882), adventive species in the Netherlands (Araneae, Linyphiidae). *Contrib. Nat. Hist.*, 12: 617–626.
- VAN KEER K., DE KONINCK, H., VANUYTVEN, VAN KEER, J., (2006) Some – mostly southern European- spider species (Araneae), new or rare to the Belgium fauna, found in the city of Antwerp. *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 21 (2). 33–40.



Fig. 1. View of landscape with experimental maize field's plots (above) and view of maize interior (below). Photo by Radka Tanzer Fabiánová (BC AV CR v.v.i. Entomologický ústav).

HYDROBIOLOGICKÝ PRŮZKUM HYDRICKOU CESTOU REKULTIVOVANÉHO ÚZEMÍ NA MOSTECKU

HYDROBIOLOGICAL SURVEY OF HYDRIC RECULTIVATION THE MOST REGION

Jana ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ¹, MARTIN NERUDA²

¹Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28
Praha 6, jana.ambrozova@vscht.cz

²Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96,
Česká republika, martin.neruda@ujep.cz

Abstrakt

Těžbou zdevastovaná krajina Podkrušnohoří se díky vhodně zvoleným rekultivacím a revitalizačním postupně navrácí do původní podoby. V praxi méně aplikovanou cestou rekultivace je hydrická rekultivace řešená postupným zatápním jam vzniklých po těžbě. Od začátku roku 2011, za soustavného napouštění budoucího jezera Most, probíhá podrobný monitoring stavu lokality s cílem zachycení postupu utváření a charakteru biocenóz a případné zhodnocení ekologického stavu lokality na základě prvků biologické kvality. Zcela ojedinělá, je právě v tomto případě, možnost sledování jakosti vody a skladby vodních společenstev v době napouštění budoucího jezera. Z dostupných míst na tvořících se březích jsou odebírány vzorky pro potřeby hydrobiologického rozboru, zjišťována je případná dominance bioindikátorů, stupeň trofie, biologický index saprobity. Zachycován je i stav vertikální zonace díky hlubinným odběrům vzorků, specifikující míru objemové biomasy a koncentraci chlorofylu-a. Dosavadní výsledky z hydrobiologických rozborů poukazují na velmi dobrý stav lokality, nízkou trofii vody zřejmě díky nedostupnosti fosforu a z toho vyplývající prozatímní absenci závadných mikroorganismů.

Abstract

Mining devastated landscape of Podkrušnohoří thanks to the suitable select recultivation and revitalization is gradually returned back into original state. Hydric recultivation solved by gradual flowed mining holes is less applied the way of recultivation. From the start of the year 2011, during continual flowing of future Most Lake, proceed detailed monitoring of the locality conditions state locations target to catch formation and character of biocenosis and appropriate estimation of ecological state of locality on basis of the elements of biological quality. In this case, is just quite sporadic, the possibility monitoring of water quality and composition of water association in time of filling the future lake. Samples assessed for hydrobiological analyses are sampled from accessible places on forming lakeshores, appropriate dominance of bio-indicators, state of trophy and biological index of saprobity are determined. Character of vertical zonation, showed by deepwater samples, specifies degree of volume biomass and chlorophyll-a concentration. Present results of hydrobiological analysis advert to very good locality conditions, low water trophic rate obviously thanks to phosphorus non-availability and resulting temporary absence of unhealthy microorganisms.

Klíčová slova: *hydrická rekultivace krajiny, jezero Most, rekreace, biologické rozbor*

Key words: *hydric recultivation of landscape, the Most Lake, recreation, biological analyses*

1 Úvod

Oblast Mostecka a jeho okolí, Podkrušnohoří a severočeského kraje, si veřejnost i v současné době spojuje s masivní důlní činností a s tím související devastací krajiny a zhoršeného životního pro-

středí. Nicméně krajina Podkrušnohoří a Českého středohoří měla do druhé poloviny 19. století své kouzlo s rozsáhlými vodními plochami a různorodými ekosystémy, než byly zprovozněny první hnědouhelné doly. Nález hnědouhelných nalezišť souvisel s přílivem obyvatelstva, novými pracovními možnostmi, průmyslem, a na charakter krajiny se bohužel zapomnělo. Po 2. světové válce se tento trend devastace krajiny a masivní těžby ještě posílil díky důrazu na potřebu naleziště pro obnovu poválečného státu. Výsledkem byla, mimo jiné, i likvidace stovky obcí (76 obcí zaniklo, 28 obcí bylo zničeno částečně). Postupem času začal zájem o důlní činnost upadat a do popředí zájmu se dostala nutnost sanace a renovace krajiny zničené těžbou. K renovaci a revitalizaci krajiny s rozsáhlými jámami byla zvolena vodní cesta, tj. zatopení jam vodou (hydrická rekultivace). Jezero Most vzniká v místě, kde kdysi stával původní královský Most, který v 70. letech musel ustoupit těžbě.

1.1 Hydrická rekultivace

Pod pojem hydrická rekultivace lze zahrnout samovolně vzniklé relativně mělké maloplošné nádrže na výsypkách nebo na jejich úpatí, plošně větší hluboké neřízeně zatopené lomy a řízeně zatopené velké zbytkové jámy po těžbě hnědého uhlí (s plochou několika set hektarů a hloubkou desítek metrů) s rekultivací okolí. Hydrická rekultivace zbytkových jam je závislá především na hydrologické bilanci vlastního povodí zbytkových jam, disponibilním množství vody a její kvalitě a v neposlední řadě na managementu vzniklých jezer a přilehlé krajiny. V okolí zbytkových jam je lesnická a zemědělská rekultivace a další úpravy umožňující rozvoj území.

1.2 Jezero Most a jeho parametry

Před samotným zahájením zatápění zbytkové jámy bylo nejprve nutné realizovat sanační a přípravné práce, které spočívaly v těsnění části dna jezera a překrytí krycí vrstvou zeminy. Od roku 2002 do doby zahájení napouštění se voda v budoucím jezeře akumulovala z atmosférických srážek a z vývěřů ve svazích lomu po ukončení čerpání důlních vod v nejnižší části dna zbytkové jámy. Ke dni zahájení napouštění mělo jezero rozlohu 21,6 ha, hloubku 21,12 m a výšku hladiny 145,12 m n.m. Nejprve se v prvopočátcích uvažovalo s možností napouštění vodou z řeky Bíliny, ale vzhledem neodpovídající kvalitě vody, limitaci zdroje a požadavkům na možné rekreační využití lokality, se od této možnosti a zdroje surové vody upustilo. Hlavním zdrojem vody od zahájení napouštění je voda z řeky Ohře přiváděna z Nechranické přehrady na Chomutovsku, přiváděčem z průmyslového vodovodu Nechranice (stanice Stanná, DN800 v délce 4928,85 m, v množství 0,6 až 1,2 m³·s⁻¹). Druhým povoleným zdrojem kvalitní vody pro napouštění a doplňování úrovně hladiny v jezeře Most jsou kvalitní důlní vody z dolu Kohinoor (přes Růžodolskou výsypku), hlubinného dolu s ukončenou těžbou a ročním objemem čerpání až 3,5 mil. m³. Nadbytečné vody, nevyužité pro doplňování hladiny budou vypouštěny do Mračného potoka.

Napouštění zbytkové jámy lomu Most – Ležáky, tj. budoucího jezera Most, bylo slavnostně zahájeno dne 24. 10. 2008. Jedná se o rozsáhlou hydrickou rekultivaci, kterou zajišťuje Palivový kombinát Ústí, s. p. v rámci revitalizace území dotčeného těžební činností (předpokládané ukončení napouštění v roce 2011). Parametry Jezera Most mají být následující: plocha 311 ha, maximální hloubka 75 m, obvod 9 815 m (břehová linie a břehová obvodová komunikace, na kterou se napojuje síť obslužných a příjezdových komunikací), celkový objem vody 68,9 mil. m³ dosáhne kóty provozní hladiny 199 m n.m. Tato hladina bude oscilovat v rozsahu cca 30 cm.

1.3 Budoucnost jezera

Zatím není dostatek zkušeností se zatopenými zbytkovými jámami po těžbě uhlí, podmínky u jednotlivých lokalit jsou velmi individuální (morfologie, klimatické podmínky, materiál budoucího dna, charakter vlastního povodí, kvalita vody atd.). Trvalý monitoring během napouštění i během využívání vzniklého jezera je nutný k předcházení projevů řady negativních vlivů vyplývajících ze specifických podmínek vzniku těchto jezer. Nově vzniklé jezero Most by mělo být rekreačního charakteru, podstatná je i retence vody, ochrana a krajinotvorba oblasti zatížené po mnoho let těžbou hnědého uhlí. Desítky pozemků v okolí vznikajícího jezera Most, mají hodnotu stovek milionů korun a zabírají téměř 5 km². Projekty na osidlování včetně výstavby arboreta, makety historického Mostu

a silnice do Mariánských Radčic už existují, město uvažuje o vybudování pláží, pódia pro kulturní akce, cyklostezky, přístavu, restaurací a sportovišť, počítá se i s výstavbou domků.

2 Experimentální část

Při hodnocení nově vznikajícího biotopu jezera (nádrže) Most je nutné postupovat podle rámcové směrnice v oblasti vodní politiky 2000/60/ES a směrnice 2006/7/ES k přípravě profilu vody ke koupání, tj. hodnotit ekologický stav a využít prvky biologické kvality.

2.1 Ekologický stav a prvky biologické kvality

Ekologický stav je vyjádřením kvality struktury a funkce vodních ekosystémů spojených s povrchovými a podzemními vodami, klasifikovanými v souladu s rámcovou směrnicí v oblasti vodní politiky 2000/60/ES. Ekologický stav, velmi dobrý, dobrý a střední, se posuzuje u tekoucích, stojatých, silně ovlivněných a umělých vodních útvarů.

Všeobecné hodnocení ekologických stavů útvarů povrchových vod podle Rámcové směrnice se dělí do několika kategorií. *Ekologický stav velmi dobrý* je definovaný jako stav, kdy se nevyskytují žádné nebo jen velmi malé antropogenní změny hodnot fyzikálně chemických a hydromorfologických ukazatelů daného typu útvaru povrchové vody v porovnání s hodnotami spojenými s tímto typem v nenarušených podmínkách. Hodnoty biologických ukazatelů daného útvaru povrchové vody odpovídají těm, které se obvykle vyskytují u příslušného typu v nenarušených podmínkách a nevykazují žádné nebo jen malé známky narušení. Jedná se o typově specifické podmínky a společenstva. *Ekologický stav dobrý* nastává v případě, kdy hodnoty biologických ukazatelů daného typu útvaru povrchové vody vykazují mírnou úroveň narušení vzniklého lidskou činností, avšak odlišují se pouze málo od těch, které se obvykle vyskytují u příslušného typu vodního útvaru v nenarušených podmínkách. *Ekologický stav střední* je definovaný na základě hodnot biologických ukazatelů daného typu útvaru, které se středně odlišují od těch, které se obvykle vyskytují u příslušného typu útvaru povrchové vody v nenarušených podmínkách. Hodnoty vykazují střední známky narušení vyvolaného lidskou činností a jsou významně více ovlivněny než u dobrého stavu.

K biologickým ukazatelům hodnocení jakosti ekologického stavu útvarů povrchových (popř. podzemních) vod patří fytoplankton, makrofyta a fyto-bentos (bentos, periphyton, nárosty), fauna bezobratlých bentických organismů, fauna ryb. Kromě klasického kvalitativního a kvantitativního rozboru se doplňují informace o saprobitě.

K hydromorfologickým ukazatelům hodnocení jakosti ekologického stavu útvarů povrchových (popř. podzemních) vod patří hydrologický režim a morfologické podmínky. Ke složkám fyzikálně chemické jakosti patří, kromě všeobecných podmínek (pH, kyslíková bilance, kyselinová neutralizační kapacita, průhlednost a teplota vody, stupeň slanosti), zjištění přítomnosti specifických syntetických a nesyntetických znečišťujících látek.

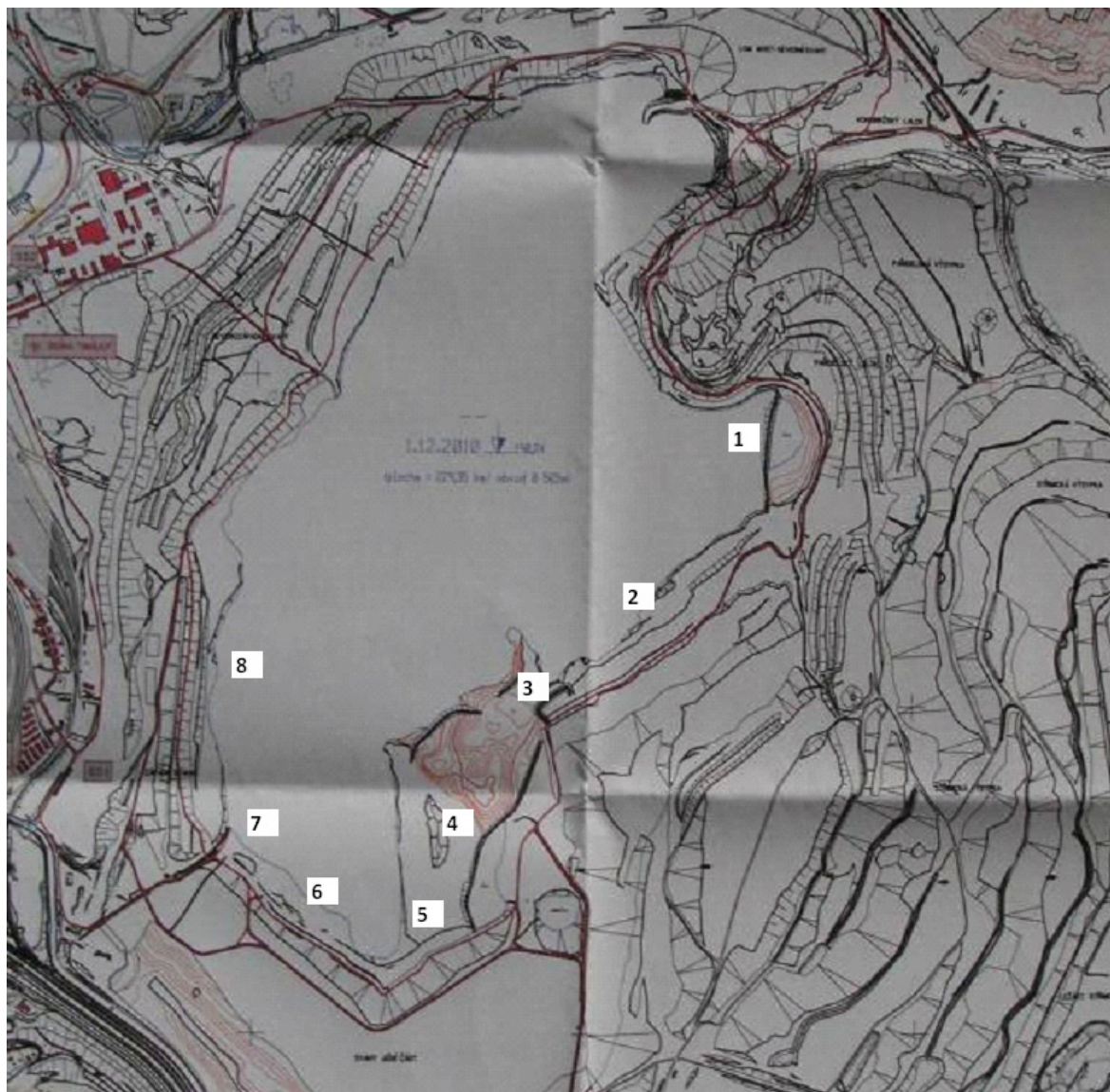
V souvislosti se směrnicí 2006/7/ES, je vhodné při monitoringu jakosti vody přihlídnout i k přípravě profilu vody ke koupání, tj. zvážit možné využití lokality pro rekreační účely. Tento profil by měl obsahovat charakteristiku vody, určení a posouzení příčin znečištění, které by mohly mít nepříznivý vliv na vody ke koupání a poškodit zdraví koupajících se, posouzení možného rozmnožení sinic, makroskopických řas nebo fytoplanktonu.

2.2 Odběry vzorků

Dne 21. 3. 2011 byla lokalita navštívena za účelem zmapování míst, vhodných pro odběr a vykazujících charakteristické biologické oživení. Při výběru vzorkovacích míst bylo nutno přihlídnout k zásadám bezpečnosti práce při odběru vzorků vody v náročném terénu, dostupnosti vody od břehové linie a charakteru povrchu terénu a cesty. Vzorkovací místa, zatím č. 1 až č. 8 jsou uvedena na Obr. 1 (vzorkovací místa nejsou v terénu označena, z toho důvodu je lokalizace míst pomocně odečítána na tachometru auta používaného k dopravě při odběrech). Vzorkování dále za místem č. 8 není zatím možné a bezpečné. V jednotlivých sériích odběrů se sleduje i charakter vody (popř. nárostů) na přítoku vody do nádrže. Předložené terénní hodnocení a laboratorní výsledky se týkají provedení

hydrobiologických rozborů vzorků vody (případně nárostů) odebíraných z jezera Most, která vzniká řízeným zatápním zbytkových jam (rekultivace hydrickou cestou), speciálně se zaměřuje na prvky biologické kvality (přítomné organismy) a uvádí stupně saprobity.

Vzorky vody jsou odebírány podle pokynů uvedených v normách ČSN EN 25 667 a ČSN ISO 5667. Pro odběr vody z břehové linie je používána vzorkovnice umístěná na laně, házená z pevniny do dálky 2 m od formujících se břehů. S četností 1× měsíčně jsou prováděny hlubinné odběry vzorků vody odběrákem Van Dorna z lodi (hloubky s cílem zachycení vertikální stratifikace nádrže: 0 m, 1 m, 2 m, 5 m, 7 m, 9 m, 10 m, 12 m, 15 m, 17 m, 20 m, 22 m, 25 m, 30 m, 35 m, 40 m, 45 m a 50 m), a to v místě zakotvené bóje. Na místě je měřena průhlednost vody Secchiho deskou, barva vody, pH a konduktivita odebraných vzorků vody.



Obr. 1. Vzorkovací místa mapující charakter vody nádrže Most, č. 1 (0 m), č. 2 (1 000 m), č. 3 (1 300 m), č. 4 (1 600 m), č. 5 (2 000 m), č. 6 (2 700 m), č. 7 (3 200 m), č. 8 (4 500 m), L (místo odběru z lodi).

Charakter a stav vzorkovacích míst v době aktuálního odběru je fotograficky dokumentován.

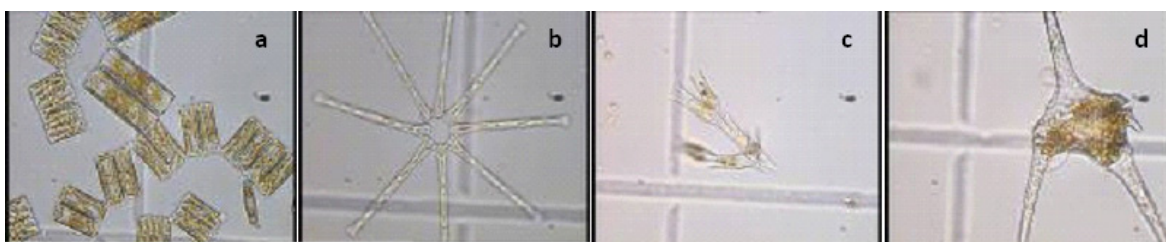
2.3 Analýzy vzorků

Odebrané vzorky volné vody a stěrů jsou hydrobiologicky posuzovány, provedením stanovení mikroskopického obrazu podle ČSN 75 7712, ČSN 75 7713 a ČSN 75 7715. U hlubinných vzorků, tj. vzorků odebíraných ve vertikále, je zjišťováno kvalitativní a kvantitativní zastoupení organismů (ČSN 75 7712 a ČSN 75 7713), velikost objemové biomasy (na základě proměrování organismů)

a koncentrace chlorofylu-a (ČSN ISO 10 260). Podle platné ČSN 75 7716 se zjišťuje hodnota saprobního indexu. Pro indikaci saprobity a s ní spojenou eutrofizací se používají organismy označované jako biologické indikátory. V případě znalosti nároků a požadavků organismů na obsah organických látek ve vodním prostředí, na charakter fyzikálních a chemických abiotických faktorů, lze usuzovat na jakost vody. Při analýzách vzorků je pořizována fotodokumentace nalezených taxonů.

3. Výsledky

Biologické zastoupení lokality je velmi pestré, zastoupeny jsou taxony skupin sinic a řas (zlativek, skrytěnek, různobrvků, obrněnek, rozsivek, zelených řas, krásnooček), bakterií, mikromycet, prvoků (bezbarví bičíkovci, nálevníci, slunivky, kryténky) a mnohobuněčných živočichů (vířníci, korýši, apod.), viz kap. 3.1.



Obr. 2. Vybraní zástupci řas, (a) *Diatoma vulgaris*, (b) *Asterionella formosa*, (c) *Dinobryon divergens*, (d) *Ceratium hirundinella*, foceno na rastru počítací komůrky Cyrus I.

3.1 Taxonomický souhrn nalezených organismů

Sinice (Cyanobacteria), 10: *Chroococcus limneticus*, *Chroococcus minutus*, *Oscillatoria limosa*, *Snowella lacustris*, *Phormidium tenue* (*Phormidium tergestinum*), *Phormidium breve*, *Homeothrix varians*, *Merismopedia glauca*, *Pseudanabaena minuta*, *Pseudanabaena limnetica*.

Skrytěnky (Chrysophyta), 6: *Chroomonas caudata*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas curvata*, *Cryptomonas obovata*, *Cryptomonas phaseolus*, *Rhodomonas* sp.

Obrněnky (Dinophyta), 8: *Gymnodinium inversum*, *Gymnodinium palustre*, *Gymnodinium ordinatum* (*Woloszynskia ordinata*), *Ceratium hirundinella*, *Peridinium aciculiferum*, *Peridinium willei*, *Peridinium cinctum*, *Peridiniopsis penardiforme*.

Různobrvky (Xanthophyceae), 1: *Tribonema spirotaenia*.

Zlativky (Chrysophyta), 7: *Dinobryon divergens*, *Chrysococcus rufescens*, *Kephyriopsis conica* (*Pseudokephyriopsis conicum*), *Mallomonopsis eliptica*, *Chromulina ovalis*, *Ochromonas fragilis*, *Stylopyxis mucicola* (*Dinobryon mucicola*).

Rozsivky (Bacillariophyceae), 44: *Achnanthes affinis*, *Achnanthes minutissima*, *Aulacoseira granulata*, *Amphiprora paludosa* (*Entomoneis paludosa*), *Asterionella formosa*, *Cocconeis pediculus*, *Cymbella ventricosa*, *Cymbella hungarica*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella radiosa* (*Cyclotella comta*), *Diatoma tenue*, *Diatoma vulgaris*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria crotonensis*, *Gomphonema truncatum*, *Gomphonema acuminatum*, *Gomphonema olivaceum*, *Gyrosigma attenuatum*, *Hantzschia amphioxys*, *Melosira italica*, *Melosira varians*, *Navicula pupula*, *Navicula cuspidata*, *Navicula radiosa*, *Navicula* sp., *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia actinastroides*, *Nitzschia dubia*, *Nitzschia sigmaidea*, *Nitzschia hungarica*, *Nitzschia gracilis*, *Nitzschia parvula*, *Pinnularia viridis*, *Rhopalodia gibba*, *Synedra acus*, *Stephanodiscus rotula*, *Synedra ulna* var. *ulna*, *Surirella splendida*, *Surirella ovata*, *Stauroneis smithii*, *Tabellaria flocculosa*.

Zelené řasy (Chlorophyta), 39: *Ankistrodesmus falcatus*, *Coelastrum microporum*, *Carteria klebsii*, *Cosmarium formulosum*, *Cosmarium impressulum*, *Cosmarium subgranatum*, *Cosmarium granatum*, *Cladophora glomerata*, *Closterium kuetzingii*, *Closterium aciculare*, *Haematococcus pluvialis*, *Chlamydomonas simplex*, *Chlamydomonas bicocca*, *Euastrum insulare*, *Eudorina illinoisensis*, *Gonium pectorale*, *Chlamydonephris pomiformis*, *Lobomonas pentagonia*, *Microspora*

stagnorum, *Microthamnion kuetzingianum*, *Microthamnion strictissimum*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium arcuatum*, *Mougeotia viridis*, *Oocystis solitaria*, *Oedogonium capillare*, *Tetraedron minimum*, *Schroederia setigera*, *Strombomonas acuminata*, *Pleurotaenium truncatum*, *Pandorina morum*, *Spirogyra* sp., *Tetrastrum glabrum*, *Scenedesmus alternans*, *Scenedesmus obliquus*, *Scenedesmus sempervirens*, *Stichococcus minor*, *Ulothrix tenuissima*, *Ulothrix tenerrima*.

Krásnoočka (Euglenophyta), 9: *Euglena spirogyra*, *Euglena acus*, *Lepocinclis texta*, *Phacus curvicauda*, *Phacus orbicularis*, *Trachelomonas hispida*, *Trachelomonas planctonica*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas volvocina*.

Bakterie (Bacteria), 4: *Gallionella* sp. (ferruginea), *Leptothrix echinata*, *Leptothrix ochracea*, *Sphaerotilus dichotomus*.

Mikromycety (Mycophyta), 1: *Lemmoniera aquatica*.

Bezbarví bičíkovci (Flagellata apochromatica), 3: *Desmarella moniliformis*, *Pachysoeca ruttneri*, *Anthophysa vegetans*.

Kryténky (Testacea), 3: *Trinema lineare*, *Diffugia corona*, *Arcella vulgaris*.

Slunivky (Heliozoa), 1: *Actinosphaerium eichhornii*.

Nálevníci (Ciliata), 7: *Halteria grandinella*, *Euplotes patella*, *Coleps hirtus*, *Paramecium bursaria*, *Oxytricha pellionella*, *Tintinnidium cratera*, *Trochilia minuta*, *Vorticella convallaria*.

Rournatky (Suctoria), 2: *Tokophrya infusionum*, *Heliophrya minima*.

Vířníci (Rotatoria), 9: *Adineta vaga vaga*, *Cephalodella sterea*, *Lecane* sp., *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *Lepadella patella*, *Philodina roseola*, *Rotaria rotatoria*, *Keratella cochlearis*.

Korýši (Crustacea), 5: *Ceriodaphnia affinis*, *Daphnia longispina pulch.*, *Bosmina longirostris*, *Cyclopoida* g.sp., *Chydorus sphaericus*.

Nematoda g.sp., **Makrofyta** *Fontinalis antipyretica*.

3.2 Výsledky hydrobiologických rozborů z vybraných míst (1 až 8)

Na základě mikroskopických rozborů vzorků vody, odebíraných z přístupných vzorkovacích míst (zde 1 až 8, viz Obr. 1), lze říci, že se hodnoty saprobního indexu pohybují v rozpětí stupně beta-mezosaprobity (tj. 1,5 až 2,5), viz tabulka 1. Při úvaze využití vody pro rekreační účely, např. dle vyhl. č. 135/2004 Sb., jsou hodnoty biologického stavu podle indexu saprobity pod úrovní doporučené (S méně než 2,2) a limitní hodnoty (S 2,5). Počty fytoplanktonu nedosahují vysokých hodnot, nebezpečné druhy sinic dosud nebyly zaznamenány.

Tabulka 1. Hodnoty saprobního indexu *S* ve sledovaných místech (1–8 a přítoku do nádrže)

Datum odběru	Odběrová místa								
	Přítok	Místo 1	Místo 2	Místo 3	Místo 4	Místo 5	Místo 6	Místo 7	Místo 8
21. 3. 11	1,98	1,91	1,84	1,96	1,96	1,90	1,80	1,89	2,03
3. 4. 11	1,73	1,81	1,91	1,85	1,85	1,81	1,71	1,95	1,96
23. 4. 11	1,82	1,86	1,80	1,84	1,84	1,78	1,72	1,96	1,83
7. 5. 11	2,02*	1,86	1,75	1,79	1,79	1,75	1,68	1,98	1,81
28. 5. 11	1,91	1,82	1,85	1,85	1,89	1,85	1,75	1,99	1,75
25. 6. 11	1,65	1,81	1,86	1,85	1,7	1,69	1,77	1,92	1,71
23. 7. 11	1,82	1,98	1,79	1,77	1,8	1,74	1,78	1,89	1,73
27. 8. 11	1,59	1,87	1,77	1,8	1,75	1,76	1,8	1,82	1,75

* vzorek periphytonu, nárostu

Výsledky vybraných ukazatelů u vzorků zónačních odběrů zachycují tabulky 2 a 3. Smyslem zónačních odběrů je postavení charakteru teplotní stratifikace, zjištění skočné vrstvy a převládajícího typu taxonů s určením trofie vody na základě koncentrace chlorofylu-a.

Tabulka 2. Hodnoty pH a konduktivity naměřené ve vertikále u zónačních odběrů

Hodnoty pH				Hodnoty konduktivity [mS·cm ⁻²]			
Hloubka [m]	Data odběrů			Hloubka [m]	Data odběrů		
	3.6.	13.7.	16.8.		3.6.	13.7.	16.8.
0	7,88	8,2	7,89	0	442	516	523
1	8,65	8,14	8,13	1	462	443	460
2	8,12	8,13	7,91	2	453	474	486
5	7,81	7,78	7,87	5	440	452	459
7	7,76	7,55	7,55	7	464	451	462
9	7,75	7,28	7,31	9	422	447	451
10	7,81	7,12	7,33	10	471	448	452
12	7,75	7,1	7,37	12	498	452	453
15	7,75	7,07	7,27	15	438	458	445
17	7,72	7,29	7,38	17	472	450	444
20	7,86	7,28	7,4	20	423	441	446
22	7,51	7,21	7,47	22	444	442	453
25	7,52	7,13	7,38	25	442	443	452
30	7,36	7,4	7,48	30	455	482	453
35	7,28	7,23	7,43	35	475	481	477
40	7,18	7,18	7,33	40	507	515	502
45	7,16	7,02	7,52	45	540	574	525
50	7,2	6,83	7,3	50	803	725	637

Tabulka 3. Počty fototrofních organismů a hodnoty koncentrace chlorofylu-a naměřené ve vertikále u zónačních odběrů

Počet fototrofních organismů [jed·ml ⁻¹]				Hodnoty c chlorofylu-a [µg·l ⁻¹]			
Hloubka [m]	Data odběrů			Hloubka [m]	Data odběrů		
	3.6.	13.7.	16.8.		3.6.	13.7.	16.8.
0	2 358	618	60	0	8,58	0,44	0,29
1	3 384	16910	90	1	8,29	16,43	0,3
2	750	1212	250	2	11,25	3,26	2,07
5	1 260	1 010	165	5	0,3	1,04	6,81
7	54	79	792	7	22,2	5,92	7,99
9	123	102	375	9	10,66	8,88	1,63
10	171	128	420	10	2,07	24,72	3,16
12	105	114	144	12	0,89	36,7	0,72
15	42	40	387	15	154,51	1,04	1,64
17	60	24	276	17	2,92	0,59	0,47
20	200	54	198	20	2,37	4,14	0,49
22	63	38	216	22	2,37	2,07	0,67
25	51	28	288	25	0,59	0,74	0,89
30	27	36	153	30	3,85	5,48	0,86
35	60	22	56	35	5,33	0,3	1,17
40	54	26	160	40	4,74	5,33	0,82
45	45	16	6	45	3,26	0,89	2,68
50	81	10	3	50	0,3	0,15	0,89

Průhlednost a barva vody: Dne 3. 6. - průhlednost vody 1,32 m a barva vody žlutozelená, dne 13. 7. - průhlednost vody 1,75 m a barva vody žlutozelená, dne 16. 8. - průhlednost vody 3,60 m a barva vody světle zelená.

4. Závěry

Hydrobiologický průzkum aktuálně napouštěného jezera Most, na místě zbytkových jam po těžbě, je zcela unikátním monitoringem, který podchycuje stav lokality jezera za jeho soustavného napouštění. Dosud známé lokality, hydricky rekultivované, byly spíše hodnoceny až po skončení napouštění, někdy i s odstupem času, v některém případě data o charakteru lokality zcela chybí. Způsob hodnocení lokality umožňuje sledovat proměnlivost prvků biologické kvality, které se používají pro potřeby zhodnocení ekologického stavu biotopu dle rámcové směrnice v oblasti vodní politiky 2000/60/ES.

Odběry vzorků vody z litorální zóny, postupující směrem k budoucím profilům sypaných hrází poukazují na trend sukcese společenstev se zastoupením dominantních druhů planktonu i bentosu, vyskytují se oportunistické druhy obrněnek (*Peridinium*, *Ceratium*), známé z jezer a nádrží oligotrofního typu (předpoklad obsahu organických látek ve vodách $BSK_5 = 2,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). V planktonu jezera Most se vyskytují další indikátory oligosaprobního stupně, např. rozsivky (*Bacillariophyceae*) *Tabellaria flocculosa*, zlaté řasy (*Chrysophyceae*) rod *Dinobryon*, apod. Dalšími organismy jsou typické indikátory beta-mezosaprobního stupně, kterými jsou rozsivky *Synedra acus*, zelené řasy rodů *Eudorina*, *Monoraphidium*, *Pandorina*, *Scenedesmus*, stopkatí nálevníci rodu *Vorticella*, vířníci, koryši (perloočky a klanonožci). V pásmu se vyskytují larvy drobného hmyzu. Výskyt sinic na lokalitě je minimální, nebyly zjištěny zatím závadné organismy. Tato informace nebyla potvrzena ani zonačními odběry, které probíhají na lokalitě každý měsíc.

Na lokalitě se vyskytují indikátory vyšší koncentrace vápníku, který ovlivňuje pufrční schopnost vápenato-uhličitanového systému. Jedná se o tzv. kalcifilní organismy, kterými jsou rozsivky z rodů *Aulocoseira*, *Asterionella*, *Cyclotella* a *Diatoma*, zelené řasy rodů *Cosmarium*, *Staurastrum*, *Closterium*, *Haematococcus* a *Vaucheria* (z makrofyt je na březích rákos a na přítoku mech *Fontinalis*). Zvláštní je i občasné zastoupení halofilními druhy, kterými jsou např. vířníci rodů *Brachionus* a *Keratella*, rozsivky rodů *Navicula*, *Nitzschia* a *Synedra*. Na nízkou trofii nádrže poukazuje paradoxně masový výskyt zástupců zlativek (*Chrysophyceae*), které na sklonku vegetačního období způsobily náhlé snížení průhlednosti vody doprovázené zákalem žlutozelené barvy a kořenitým až rybím zápachem vody. Řasy ze skupiny zlativek mají díky aktivitě polyfosfát transferázy schopnost vyčerpávat minimální až stopové množství fosforu. Obdobně se chovají i některé druhy krásivek, nalezených na lokalitě. Současně byly zaznamenány indikátory vyšší koncentrace železa, zjm. železité bakterie *Leptothrix echinata* a některé druhy barevných a bezbarvých bičíkovic vyžadujících železo pro svůj aerobní metabolismus.

Současný stav lokality poukazuje na velmi dobrou kvalitu vody a možné využití vody pro rekreační a případně i vodárenské účely. Nicméně, pro potřeby koncepce profilu vod ke koupání, určení ekologického stavu biotopu, je potřeba větší množství dat a soustavný monitoring i po skončení napouštění jezera.

Publikace vznikla díky finanční podpoře Technologické Agentury ČR při řešení projektu č. TA 01020592 „Dopady na mikroklima, kvalitu ovzduší, ekosystémy vody a půdy v rámci hydrické rekultivace hnědouhelných lomů“ (2011 – 2014).

Použitá literatura

http://www.jezeromost.eu/?page_id=2 (on-line, 30.8.2011)

http://www.pku.cz/pku/vz/clanek_jm.pdf (on-line, 30.8.2011)

http://mostecky.denik.cz/zpravy_region/most-dostane-zadarmo-plaze-u-jezera20110709.html (on-line, 30.8.2011)

http://zpravy.idnes.cz/jezero-na-miste-uhelneho-lomu-musi-slouzit-mistnim-radi-mostu-nemci-1g6-/domaci.aspx?c=A110421_180322_usti-zpravy_alh (on-line, 30.8.2011)

HAVEL, L., PŘIKRYL, I., VLASÁK, P., KOHUŠOVÁ, K., (2010). Hydrická rekultivace zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí I. *Limnologické noviny, Limnological News, Česká limnologická společnost*, č.3, říjen 2010, 1–4.

PŘIKRYL, I., HAVEL, L., (2010). Hydrická rekultivace zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí II – Barbora a Chabařovice. *Limnologické noviny, Limnological News, Česká limnologická společnost*, č.4, prosinec 2010, 1–6.

AMBROŽOVÁ, J. (2001). *Aplikovaná a technická hydrobiologie.*- VŠCHT Praha, ISBN 80-7080-463-7, 1–226.

ACIDIFIKÁCIA RUDNÉHO POĽA PODLIPA, ĽUBIETOVÁ

ACIDIFICATION OF DUMP-FIELD PODLIPA AT ĽUBIETOVÁ

Jozef KRŇÁČ¹, Adam LICHÝ², Ján DUBIEL¹, Štefan ASCHENBRENNER¹

¹Katedra životného prostredia FPV UMB, Tajovského 52, 974 01 Banská Bystrica;
e-mail: krnac@fpv.umb.sk; etolog2@azet.sk; steven.aschenbrenner@gmail.com

²Envigeo, Kynceľová 2, 974 11 Banská Bystrica; e-mail: lichy@envigeo.sk

Abstrakt:

Článok prezentuje výsledky štúdia distribúcie acidity v haldovom materiáli na lokalite Ľubietová – Podlipa, kde acidita závisí predovšetkým od geochemického správania sa (zvetrávania) niektorých minerálov (hlavne pyritu). V článku sú prezentované výsledky meraní základných fyzikálno-chemických parametrov – pH a Eh v technogénnych sedimentoch a v povrchovej a drenážnej vode haldového poľa. Taktiež uvádza výsledky stopových a mikroskopických analýz vzoriek haldového materiálu. Diskutuje sa aj výpočet potenciálneho rizika vzniku kyslých bankských vôd (AMD), neutralizačného potenciálu, tvorby celkovej acidity a viazaného neutralizačného potenciálu.

Abstract:

The article presents the results of the study of the acidity distribution of the material at the Ľubietová-Podlipa dump-field. The acidity depend predominantly on the geochemical behaviour (weathering) of particular minerals (mainly pyrite). We are presenting the results of measurements of basic physicochemical parameters - pH and Eh in technogenic sediments and in surface and drainage water. It also presents results of trace analysis and microscopic analysis of the dump material. The calculation of the acid mine drainage water (AMD) formation potential (neutralization potential, total acidity production, net neutralization potential) is also discussed.

Príučové slová: haldové pole, technogénne sedimenty, pôda, acidita, neutralizačný potenciál

Key words: dump-field, technogenous sediments, soil water, acidity, neutralisation potential

1. Úvod

Okolie Ľubietovej bolo obývané už v predhistorickom období. Podľa archeologických nálezov sa v chotári obce rozvíjala banícka činnosť už v mladšej dobe kamennej, keď sa tu ťažili meď a striebro. V 13. storočí došlo k ďalšiemu rozvoju baníctva zásluhou nemeckých kolonistov. Mestské privilégia získala Ľubietová roku 1379 od Ľudovíta Veľkého Anjou. Koncom 15. storočia kúpila väčšinu baní nemecká bankárska rodina Fuggerovcov za podpory Jána Thurzu. Thurzovsko-fuggerovská banská spoločnosť dohliadala na miestnu banskú činnosť v období rokov 1493 – 1546. V tomto období patrili miestne bane k najvýznamnejším medeným baniam Uhorska i Európy. V období protihaburských povstanií baníctvo upadlo, no opäť sa začalo rozvíjať v priebehu 18. storočia. Medená a strieborná ruda sa ťažila na troch lokalitách: Podlipa, Reiner a Svätodušná. V oblasti Kolby sa ťažili aj niklové rudy. V Jamešnej sa v 18. a 19. storočí ťažila železná ruda. Ľubietová je celosvetovo známa svojimi raritnými sekundárnymi minerálmi medi (libethenit, langit, euchtoit atď.). Posledná baňa bola zatvorená v priebehu prvej svetovej vojny. Dnes na mieste starých baní nachádzame len rozsiahle haldové polia.

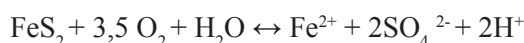
Haldové pole Podlipa v Ľubietovej reprezentuje územie zreteľne zmenené historickou exploataciou Cu-rúd hlavne od 15. až 16. storočia do konca 19. storočia. Skúmané depóniá nie sú prvkoovo stabilné a prebiehajú v nich abiotické aj biogénne procesy (Andraš et al. 2009). Zmeny pH a Eh v technogénnych sedimentoch spôsobujú uvoľnenie ťažkých kovov (predovšetkým Cu, Fe, Cd, As, Sb,

Pb, Zn, Mn, Ni, Co) z tuhej fázy, kde sa nachádzajú vo forme ťažšie rozpustných minerálov alebo v sorpčnom komplexe, do podzemnej a povrchovej vody (Lee et al., 2005; Alloway, 2005). Mobilitu ťažkých kovov v roztokoch a komplexných zlúčeninách dokazuje skutočnosť, že obsah mnohých ťažkých kovov v technogénnych sedimentoch a pôdach a v produktoch oxidácie sulfidov v oblasti odvalov je niekedy nižší ako ich obsah v pôdach pod haldovým poľom, ako aj vznik početných sekundárnych minerálov (predovšetkým Cu-minerálov): karbonátov, fosforečnanov, síranov a oxidov (Andráš et al., 2009). Tieto sekundárne minerálne fázy vznikali predovšetkým v procese precipitácie z roztokov cirkulujúcich v technogénnych sedimentoch a pôdach ale aj v dôsledku oxidácie primárnych minerálov. Ich vznik kontroluje a spomaľuje migráciu ťažkých kovov, čo je dôsledkom ich stability v povrchových podmienkach (Ashley et al., 2003).

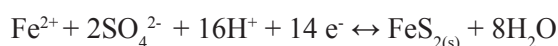
Medzi dôležité vlastnosti pôdy patrí pôdna reakcia (hodnota pH), ktorá sa používa na indikáciu acidobázických reakcií v pôdach. Rozlišujeme aktívnu a výmennú pôdnu reakciu. Aktívna pôdna reakcia je určovaná oxóniovými kationmi a hydroxidovými aniónmi voľne prítomnými v pôdnom roztoku. Stanovuje sa z H₂O pôdneho roztoku. Výmenná pôdna reakcia je okrem voľných H⁺ a OH⁻ iónov daná aj obsahom H⁺ a Al³⁺ iónov adsorbovaných pôdnym koloidným komplexom, ktoré sa uvoľnia do pôdneho roztoku pôsobením hydrolyticky neutrálnych solí (NaCl, KCl, CaCl₂). Obvykle sa stanovuje v 1M roztoku KCl (Sobek et al., 1978).

Početné chemické a biochemické reakcie prebiehajú výlučne pri istých špecifických podmienkach pôdnej reakcie. Tieto chemické a biochemické reakcie vplyvajú na rozklad minerálnych a organických látok, tvorbu ílových minerálov, ovplyvňujú rozpustnosť (mobilitu) látok a tým aj ich biodostupnosť pre živé organizmy, prístupnosť živín, adsorpciu a desorpciu kationov, biochemické reakcie, štruktúru pôdy ako aj fyzikálne vlastnosti (Gould et al., 1994). Na produkciu H⁺ iónov v pôdach vplyvajú kyslé dažde, degradácia sulfidov. Hoci sulfidy tvoria spravidla sotva niekoľko málo percent horninového alebo pôdneho substrátu, vyznačujú sa významným potenciálom tvoriť aciditu, v dôsledku čoho môže dochádzať k závažnej degradácii prírodných zložiek (Jambor a Blowes, 1994; Younger et al., 2002). Oxidácia sulfidických minerálov predstavuje komplex biogeochemických procesov (Nordstrom, 1982). Rýchlosť acidifikácie závisí od viacerých faktorov ako je účinok baktérii, vzdušného O₂, prítomnosť vody, atď. Prejav acidifikácie sú spravidla začas tlmené pufračnou a neutralizačnou schopnosťou okolitých hornín (karbonátov, ílových minerálov a organickej hmoty), avšak po prekročení pufračnej a neutralizačnej kapacity prostredia sa začne prejavovať akútna acidifikácia. Vo veľmi krátkom čase možno pozorovať vážne zmeny, hlavne prudký pokles pH, zničenie rastlínstva a eróziu pôdy (Šucha et al., 1997; Rimstidt a Vaughan, 2003). Na ložisku Ľubietová sa na acidifikácii podieľa hlavne degradácia najhojnejšie zastúpených sulfidických minerálov: predovšetkým pyritu, ale aj chalkopyritu.

Počiatkové štádiá oxidácie pyritu – tzv. „iniciačná reakcia“ sú pravdepodobne chemické a prebiehajú pomaly (Auerswald et al., 1998):

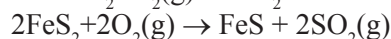


Následne môžu viesť k aktivizácii metabolizmu acidofilných baktérii ako napr. *Thiobacillus ferrooxidans*. Výskyt týchto baktérii sa na haldovom poli Ľubietová nepotvrdil (Andráš et al., 2009). V abiotických podmienkach je podľa Sato (1960, 1960a) pri pH > 3,5 limitujúcim faktorom kinetiky procesu oxidácie rovnica:



Premena Fe²⁺ na Fe³⁺ je pomalá pokiaľ pH neklesne pod 5 (Singer a Stumm; 1968, 1970). Fyzická degradácia spôsobená výsledkami oxidácie pyritu zvyčajne narastá s porozitou hornín a veľkosťou merného povrchu, v kombinácii s mikrobiologickým a chemickým pôsobením.

Viacstupňový proces oxidácie chalkopyritu uvádza (Sokić, et al., 2008).



Zdrojom acidifikujúcich reakcií môže byť aj prítomnosť CO_2 , ktorý vzniká ako produkt fotosyntézy rastlín. Protónové ióny (H^+) v nadbytku v takýchto kyslých pôdach pôsobia na rastlinstvo toxicky (Čurlík et al., 2003).

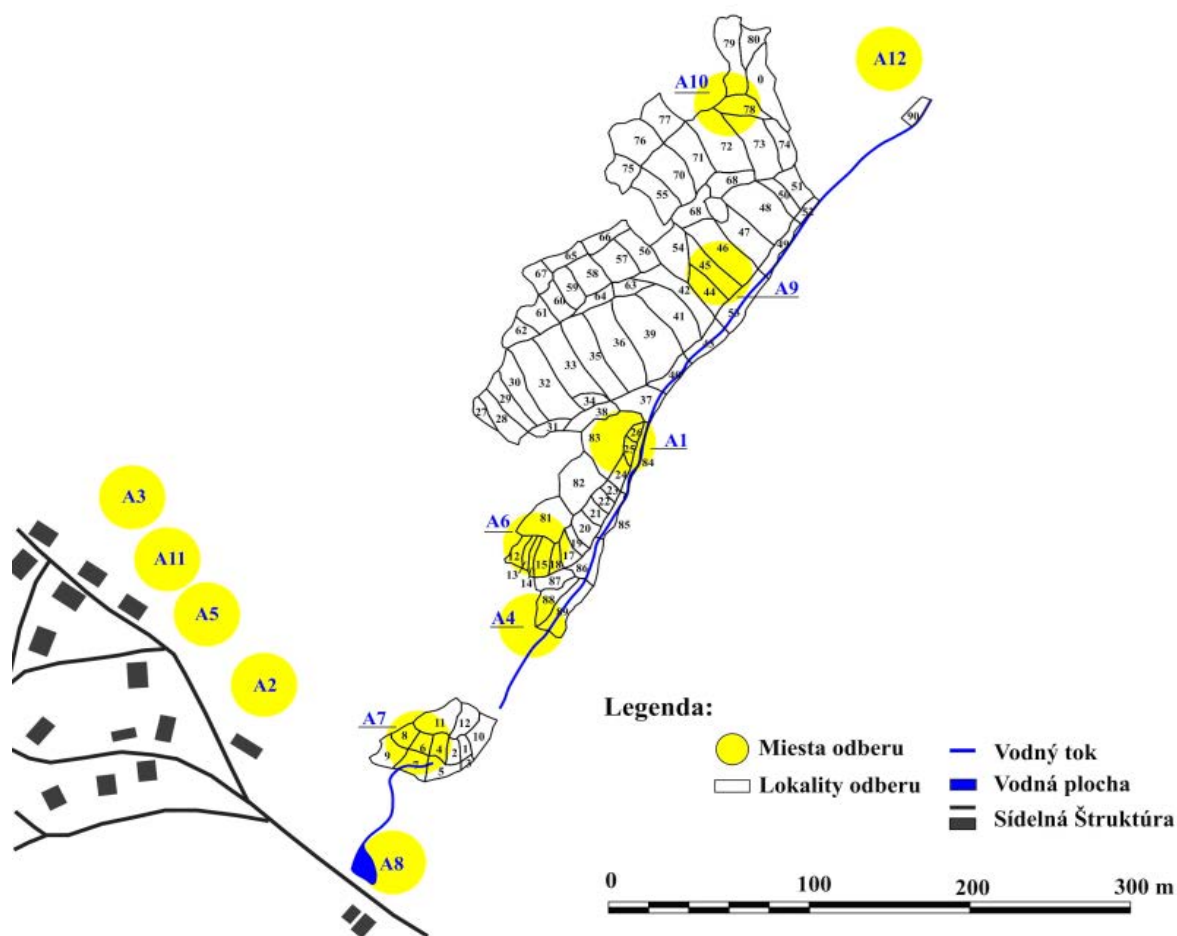
Riziko acidifikácie je vodítkom pre stanovenie stupňa rizika environmentálnej kontaminácie krajiny ťažkými kovmi (Domergue a Vedy, 1992). Nand a Verloo (1985) charakterizovali mobilnú frakciu kovov ako sumu rozpusteného podielu kovov v kvapalnej fáze a podielu, ktorý síce ostáva v pevnej fáze, avšak môže postupne prejsť do pôdneho roztoku. Rieuwerts et al. (1998) zdôrazňuje dôležitosť mobility kovov, aby bolo možné odhadnúť ich koncentrácie v pôdnom roztoku, v povrchových, drenážnych a podzemných vodách. Celková koncentrácia kovu závisí od obsahu kovu v roztoku, ktorý zase závisí od sorpcie na prírodné sorbenty (napr. ílové minerály, hydrogoethit, zeolity...) a uvoľňovania tohto kovu do pôdneho roztoku (Sterckeman et al., 2000). Niektoré koloidné zložky v pôdnom roztoku môžu mať v závislosti od pH kladné alebo záporné náboje, čo významným spôsobom ovplyvňuje kinetiku sorpčných procesov v pôdach a ióno-výmenné reakcie (Čurlík et al., 2003).

2. Metodika

2.1. Odber vzoriek

Z povrchu haldového poľa sa po celej ploche v pravidelnej sieti odobralo 90 vzoriek technogénnych sedimentov očíslovaných 1 – 89 a 12 vzoriek očíslovaných A-1 až A-12. Každá vzorka vznikla homogenizáciou 8 – 10 vzoriek, spomedzi ktorých každá mala hmotnosť približne 2 kg následným rozkvartovaním takto získaného materiálu. Vzorka číslo 90 reprezentuje referenčnú plochu bez zrudnenia mimo haldového poľa (obr. 1). Výsledná vzorka mala hmotnosť asi 3 kg. Ťažká frakcia zo vzoriek bola študovaná elektrónovým mikroanalýzátorom CAMECA na Štátnom geologickom ústave Dionýza Štúra v Bratislave.

Vzorky povrchovej a drenážnej vody (vzorky V-1 až V-13) boli odobraté v štyroch termínoch: po dažďoch (v júni 2006 – vzorky označené indexom „a“ a v marci 2008 – vzorky označené indexom „c“) a v suchom období (vo februári 2007 – vzorky označené indexom „b“ a v máji 2008 – vzorky označené indexom „d“). Vzorky povrchovej vody boli odobraté z horských potôčkov a močiarov v blízkosti ťažobných odvalov ako aj z potoka pretekajúceho obcou Lubietová. Miesta odberov vôd sú naznačené na obr. 2.



Obr. 1 Lokalizácia odberu vzoriek technogénnych sedimentov a pôdy z lokality Lúbietová-Podlipa

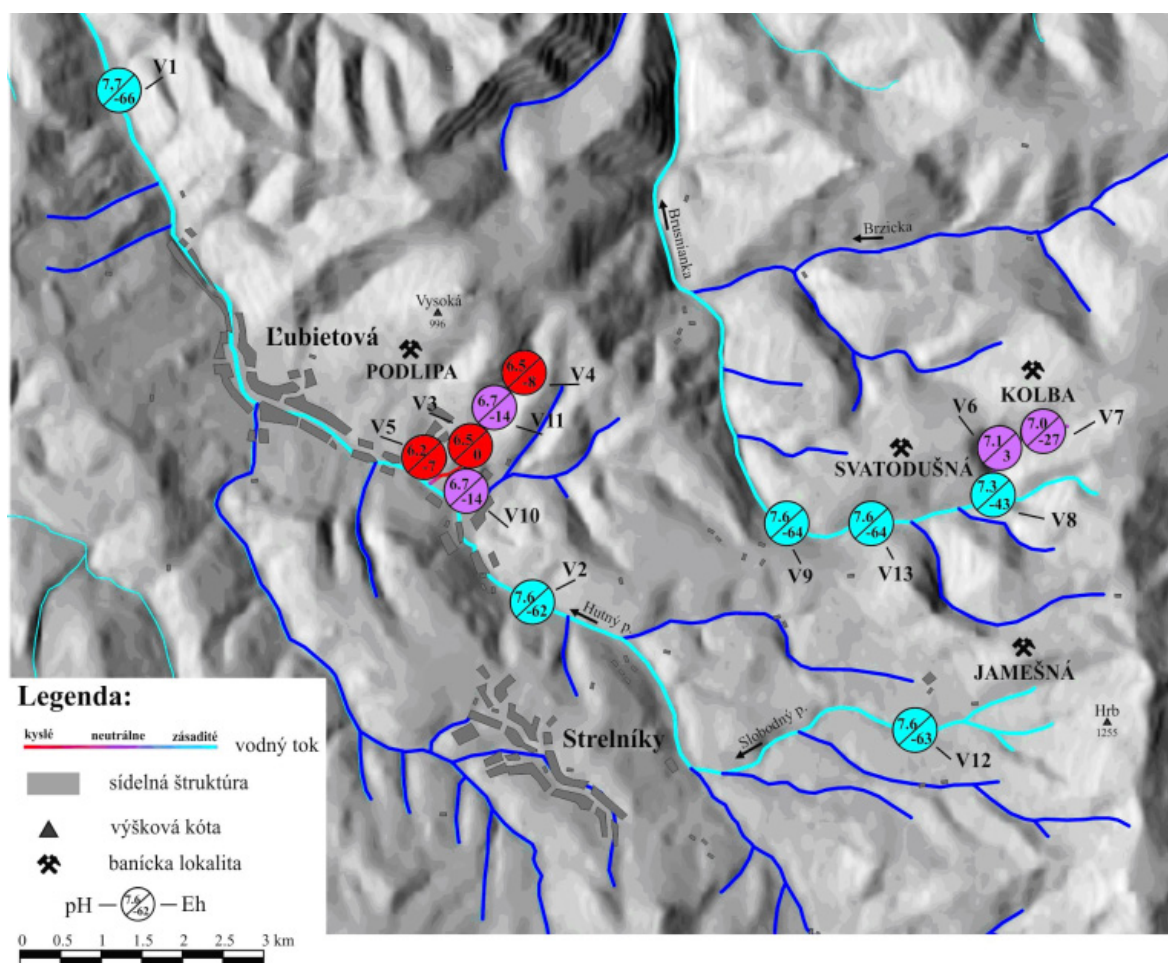
2.2. Stanovenie pH a Eh

Aktívne a vymeniteľné pH sa stanovilo aj v povrchových vodách širšieho okolia haldového poľa ako aj v drenážnych vodách perkolujúcich cez haldové sedimenty sa meralo v suspenzii 20 g vzorky a 50 ml destilovanej vody, resp. 1 M KCl podľa metodiky VanReeuwijka (1995) používanej pre zeminy a pôdy pH metrom EcoScan pH 5/6 firmy EUTECH Instruments. Monitorovacie miesta sú vyznačené na obr. 2.

Meranie oxidačno-redukčného potenciálu (Eh) bolo vykonané terénnym meracím prístrojom WTW Multi 3420 s kombinovanou redox-elektrodou SenTix ORP s referenčným systémom Ag/AgCl, ktorý obsahuje elektrolyt 3 M KCl.

Meranie pH a Eh vody (vzorky V-1 až V-13) bolo vykonané „in situ“ priamo pri odbere vzoriek vody. Meranie Eh vzorky sedimentov (vzorky 1 až 90, A1 až a12) bolo vykonané vo vodnej suspenzii, pričom pracovný postup bol nasledovný:

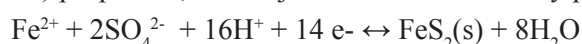
V terénnych podmienkach boli vzorky sedimentov predbežne homogenizované a boli z nich odstránené veľké častice. V laboratórnych podmienkach sme vzorky homogenizovali, prípadne lyofilizovali. Na technických váhach sme odvážili 20 g na vzduchu vysušenej a cez sito s otvormi 2 mm preosiatej vzorky. Nasypali sme ju do 200 ml banky a zaliali 50 ml destilovanej vody. Banku sme uzavreli gumovou zátkou a trepali 5 minút. Po skončení trepania sme obsah banky preliali do 200 ml kadičky a pri sústavnom miešaní suspenzie odmerali Eh.



Obr. 2 Lokalizácia monitorovacích miest vzoriek povrchovej a drenážnej vody v okolí Lúbietovej s vyznačením nameraných hodnôt pH

2.3. Výpočet Eh

Pre výpočet Eh je potrebné poznať pH sedimentov, aktivitu Fe^{2+} a SO_4^{2-} . V abiotických podmienkach je podľa Sato (1960, 1960a) pri $\text{pH} > 3,5$ limitujúcim faktorom kinetiky procesu oxidácie rovnica:



kde $\text{Eh} = 0.362 - 0.0675 \text{pH} - 0.0042 \log \text{Fe}^{2+} + 0.0084 \log \text{SO}_4^{2-}$
 (Fe^{2+} je aktivita Fe^{2+} a SO_4^{2-} aktivita SO_4^{2-}).

2.4. Stanovenie celkovej tvorby acidity

Pre stanovenie celkovej tvorby acidity (AP) a neutralizačného potenciálu (NP) bolo potrebné poznať Eh a pH sedimentov, obsah síry a uhlíka. Pri predpovedi tvorby kyslých produktov v banských odpadoch bola použitá metodika U.S. EPA: Acid Mine Drainage Prediction EPA530-R-94-036 z roku 1994, ktorú opísali Lintnerová a Majerčík (2005).

2.5. Analytické stanovenia a mikroskopická analýza

Analýzy celkovej (S_{tot}), sulfidickej (S_s) a síranovej síry (S_{SO_4}) bolo uskutočnené z navážky 1 g vzoriek v Geoekologických laboratóriách Geologickej služby, Spišská Nová Ves. Uhlík (celkový uhlík – C_{tot} , organický uhlík – C_{org} a anorganický uhlík – C_{inorg}) bol stanovený v laboratóriách Geologického ústavu SAV na IR-spektroskopii uhlíka na prístroji Ströhlein C-MAT 5500. Hodnoty obsahov CO_2 a CaCO_3 sa stanovili prepočtom z hodnôt C_{tot} , C_{org} a C_{inorg} . Analytické údaje boli spracované aj systémom GIS.

ΣFe a Fe^{2+} boli stanovené v Skúšobných laboratóriách GEL, Turčianske Teplice odmernou analýzou.

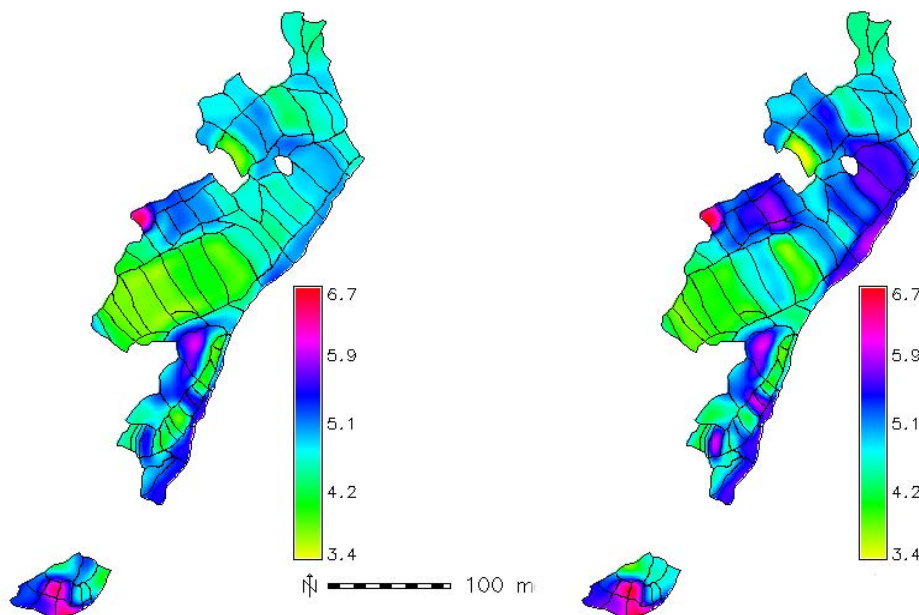
Vzorky povrchovej a drenážnej vody boli stabilizované 10 ml.l⁻¹ HNO₃ a analyzované vo Výskumnom ústave vodného hospodárstva v Bratislave.

3. Výsledky

3.1. Pôdna reakcia technogénnych sedimentov

Aktívne pH vo vzorkách z haldového poľa (a referenčnej plochy) kolíše v rozmedzí hodnôt 3,75 – 6,32 a výmenné pH od 3,58 po 6,48 (tab. 1, 2).

Hodnota aktívneho pH z referenčnej plochy je 4,93 a výmenného pH 3,47 (tab. 1, vzorka 90).



Obr. 3 Acidita technogénnych sedimentov na haldovom poli Podlipa; číselné hodnoty udávajú pH a) vo vodnom výluhu, b) vo výluhu 1M KCl

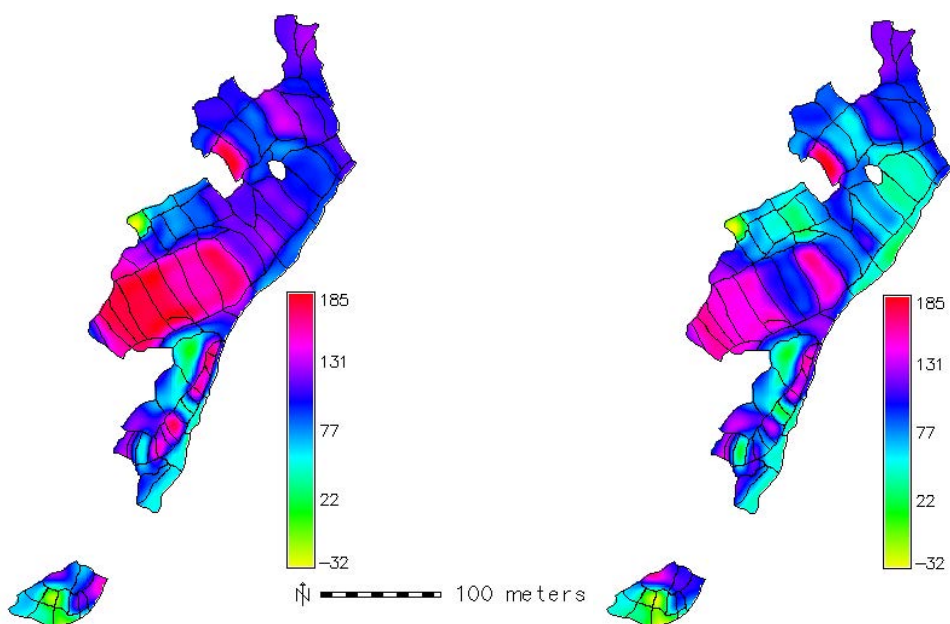
Acidita haldového poľa na základe údajov z výluhov v destilovanej vode a v roztoku 1M KCl je na základe meraní, prezentovaných v tab. 1, zobrazená na obr. 3 a, b.

Chemickú reakciu pôdy rozlišujeme: a) kyslú (acidnú) - pH 4 a menej, b) neutrálnu - pH 6,5 – 7,4 a c) alkalickú – pH 7,5 a viac (Čurlík et al., 2003). V zmysle tejto klasifikácie bola (až na nepatrné výnimky) v celej študovanej oblasti, hlavne na plošinách haldových teras (porovnaj obr. 1; nižšia acidita svahov je zrejme dôsledkom intenzívnejšieho vyplavovania materiálu zrážkovou vodou) potvrdená kyslá pôdna reakcia.

Oxidačno-redukčný potenciál (redox potenciál - Eh) je parametrom, ktorý umožňuje definovať aeróbne (oxidačné) a anaeróbne (redukčné) procesy v pôde. Z faktorov, ktoré určujú podmienky pre tieto procesy, sú najdôležitejšie pôdna vlhkosť, pôdna reakcia (pH), obsah O₂ v pôdnom vzduchu a roztoku, obsah organických látok, prítomnosť prvkov: Fe, Mn, N, S a činnosť mikroorganizmov (Čurlík et al., 2003). Čím nižšia je hodnota Eh, tým intenzívnejšie prebiehajú v pôde redukčné procesy a naopak. Hodnoty vyššie ako 600 mV indikujú v pôde oxidačné procesy, u hodnôt nižších ako 200 mV dominujú v pôde redukčné procesy.

Nameraná hodnota Eh nie je stabilná, kolíše už vo veľmi malých vzdialenostiach a mení sa v závislosti od množstva zrážok. Hodnoty Eh vo vodnom výluhu sa pohybujú v širokom rozpätí od – 5 po 156 a vo výluhu 1M KCl od -16 po 174 (tab. 1, 2).

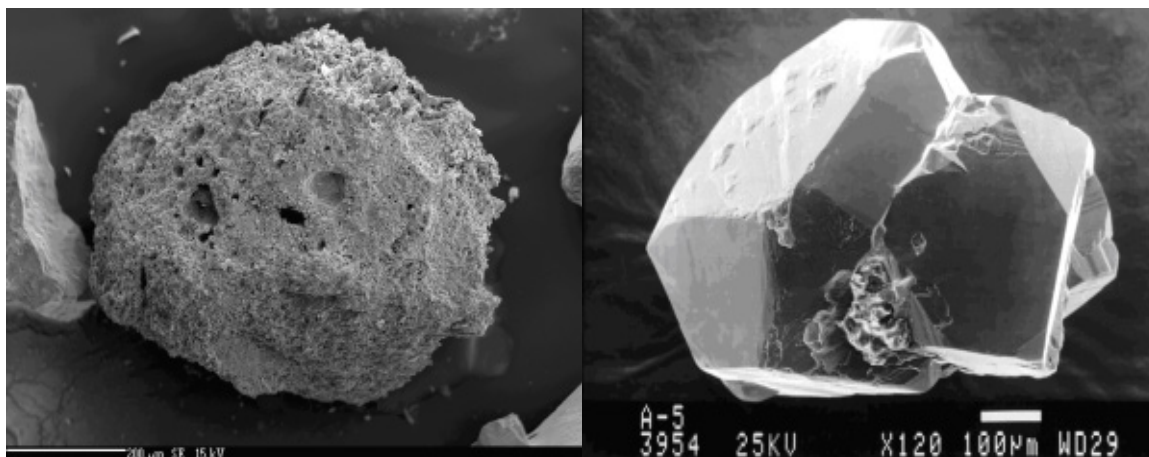
Najoxidickejšie podmienky indikujú namerané hodnoty Eh (až 156 mV vo vodnom výluhu a 174 mV vo výluhu 1M KCl) na plošinách a vo vrcholových partiách haldového poľa (tab. 1, 2; obr. 4). Najnižšie hodnoty Eh (-5 vo vodnom výluhu a -16 vo výluhu 1M KCl) boli namerané v podmáčanej spodnej zóne hald (tab. 1, 2; obr. 4).



Obr. 4 Hodnoty Eh technogénnych sedimentov a pôdy na haldovom poli Podlipa; číselné hodnoty udávajú hodnoty Eh a) vo vodnom výluhu, b) vo výluhu 1M KCl

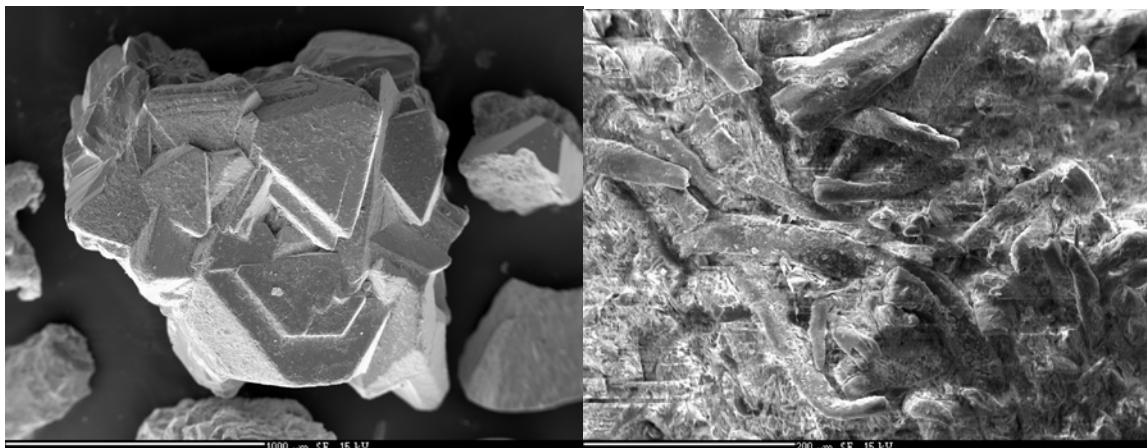
V haldovom materiáli boli identifikované rovnako silikátové minerály, oxidy, ako aj rýdze kovy (obr. 5; tab. 1), nezoxidované sulfidické minerály (obr. 6; tab. 1), arzeničnany (obr. 7; tab. 1), hydroxidy (obr. 8), sekundárne sulfidy, sekundárne uhličitanu Cu (obr. 9, tab. 1) i zvyšky organickej hmoty (obr. 10).

Kinetika zvetrávania týchto minerálov závisí od pH, teploty a predovšetkým od reakčného povrchu (Haring a Stumm, 1990). Prebieha na rozhraní pevnej fázy a roztoku. Zvetrávanie karbonátov a niektorých silikátov je schopné do systému dodávať neutralizačné činidlá, ktoré sú schopné spotrebovať uvoľnenú kyselinu z oxidácie sulfidov a tak pufrovať systém až do tej miery, že výsledné pH sa blíži neutrálnym hodnotám (Lintnerová et al., 2010).



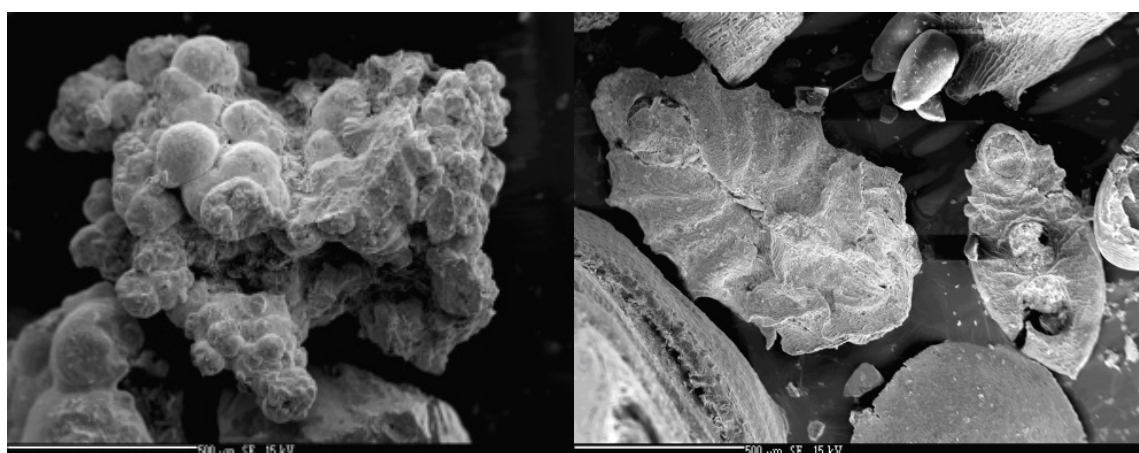
Obr. 5 Porézna rýdza meď

Obr. 6 Zrast pentagonálnych dodekaederov pyritu – FeS₂



Obr. 7 Agregát zrastených kryštálov euchroitu - $\text{Cu}_2(\text{AsO}_4)(\text{OH})\cdot 3\text{H}_2\text{O}$

Obr. 8 Agregát lepidokrokitu - FeOOH



Obr. 9 Konkrécia malachitu

Obr. 10 Organické zvyšky živočíšneho a rastlinného pôvodu v sedimentoch haldového materiálu

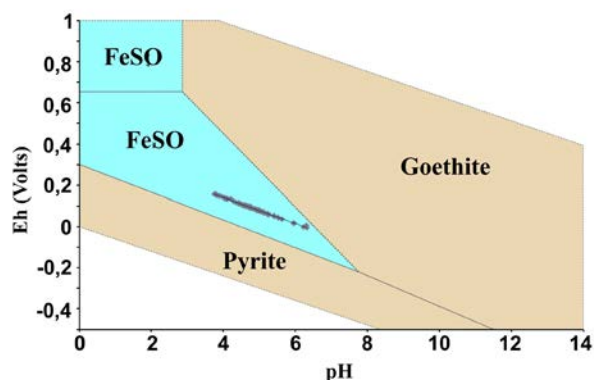
Je zaujímavé, že najnižšia hodnota pH bola nameraná v oblasti referenčnej plochy. Je to spôsobené pravdepodobne tým, že napriek neprítomnosti sulfidov tu niet žiadnych karbonátov; obsahy uhlíka sú veľmi nízke (C_{tot} 0,40 %, C_{org} 0,37 % a koncentrácia anorganického uhlíka C_{inorg} je pod medzou stanoviteľnosti; tab. 2). Najvyššie obsahy uhlíka sa zistili vo vzorke A-7 (C_{tot} 1,63 %; prepočítané na CaCO_3 až 12,71 %; tab. 2).

Tab. 1 EDS analýzy vybraných minerálov z haldového poľa Podlipa (prepočítané na patričný počet kyslíkových atómov)

Minerál	Cu	Fe	Pb	Zn	Ni	Co	As	Sb	P	S	O	Σ
	% _{hm.}											
rýdza meď	91,78	7,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,07	0,00	99,69
rýdza meď	91,68	6,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,04	0,00	99,01
pyrit	0,02	46,19	0,08	0,06	0,01	0,02	0,20	0,14	0,00	43,29	0,00	100,00
pyrit	0,04	46,27	0,03	0,01	0,02	0,02	0,23	0,11	0,00	43,27	0,00	99,98
euchroit	38,54	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	22,98	0,00	0,01	0,00	38,43	100,00
lepidokrokit	0,03	63,82	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	36,09	100,00
malachit	55,10	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,22	0,02	0,00	55,34

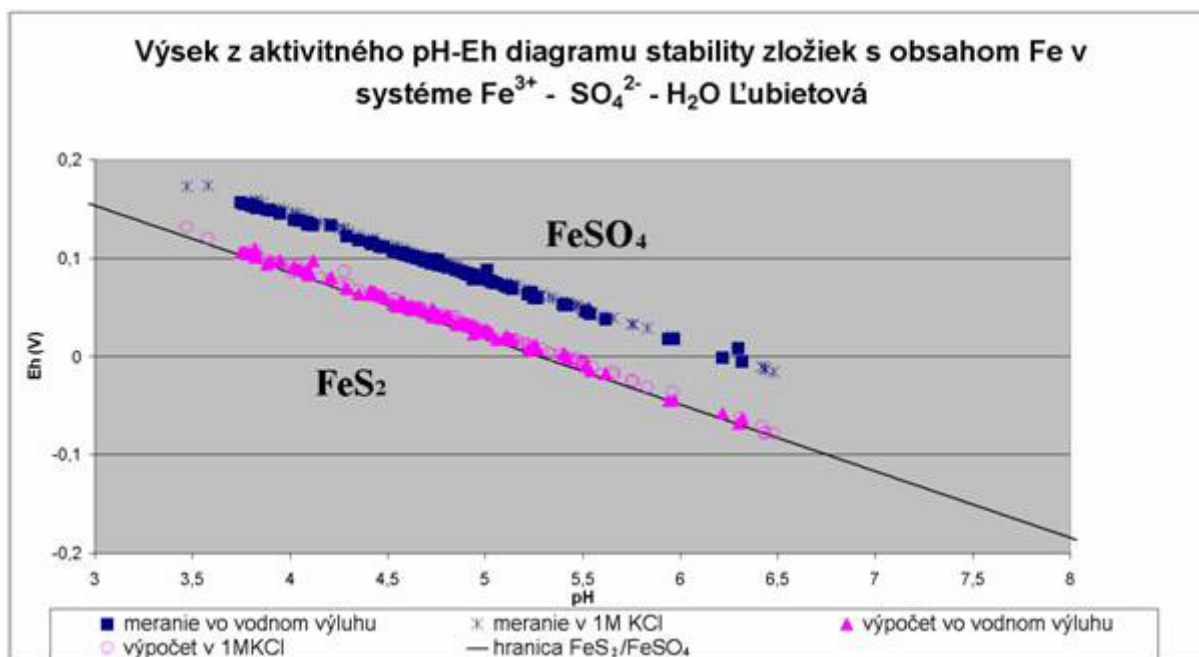
Tab. 2 Charakteristiky vzoriek A-1 až A-12 technogénnych sedimentov z haldového poľa

Vzorka	H ₂ O		1M KCl		%							
	pH	Eh _(mV)	pH	Eh _(mV)	S _{tot}	S _{SO4}	Ss	C _{tot}	C _{org.}	C _{inorg.}	CO ₂	CaCO ₃
A-1	5,14	77	4,61	109	0,25	0,10	0,15	0,74	0,20	0,54	1,97	4,48
A-2	5,89	34	5,40	63	0,02	0,01	0,01	0,86	0,38	0,48	1,75	3,99
A-3	4,87	94	4,21	131	0,10	0,03	0,07	0,62	0,34	0,28	1,02	2,32
A-4	5,46	59	5,33	66	0,33	0,13	0,01	0,34	0,26	0,08	0,29	0,66
A-5	5,77	42	5,37	64	0,05	0,01	0,05	0,78	0,35	0,43	1,57	3,57
A-6	5,17	74	5,06	83	0,42	0,15	0,27	0,40	0,27	0,13	0,47	1,08
A-7	7,93	-84	7,34	-58	0,03	0,02	0,01	1,63	0,10	1,53	5,61	12,71
A-8	5,42	36	5,22	42	0,01	0,01	0,01	0,45	0,13	0,32	1,17	2,66
A-9	5,03	83	5,01	85	0,03	0,03	0,01	0,40	0,37	tr.	tr.	tr.
A-10	5,25	71	5,14	78	0,04	0,02	0,02	0,48	0,46	tr.	tr.	tr.
A-11	6,11	22	5,95	30	0,11	0,04	0,07	4,31	4,18	0,13	0,47	1,08
A-12	4,21	133	3,47	173	0,02	0,01	0,02	4,05	4,03	tr.	tr.	tr.



Obr. 11 Aktivný diagram zložiek v systéme $Fe^{3+} - SO_4^{2-} - H_2O$, opisujúce stabilitu pevných fáz pre aktivity $[Fe^{3+}] = 1,9136e-02$ a $[SO_4^{2-}] = 2,5259e-02$ (Bethke, 2000)

Na obr. 11 a 12 je v pH-Eh diagramoch stability zložiek s obsahom Fe v systéme $Fe^{3+} - SO_4^{2-} - H_2O$ zobrazená forma výskytu Fe v haldovom materiáli z ložiska Podlipa. Z uvedeného diagramu je vidieť silnú závislosť medzi pH a Eh. Vysoké hodnoty rovníc spoľahlivosti R^2 (tab. 3) poukazujú na veľmi presné stanovenia, najmä stanovenie pH a Eh vo výluhu.



Obr. 12 Aktivitný diagram zložiek v systéme $\text{Fe}^{3+} - \text{SO}_4^{2-} - \text{H}_2\text{O}$, pre aktívne pH ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) i pre vymeniteľné pH (pH_{KCl}) vzoriek z haldového materiálu z Podlipy

Tab. 3 Výpočet hodnôt spoľahlivosti R^2

	Meranie		Výpočet	
	H_2O	1M KCl	H_2O	1M KCl
hodnota R^2	0,9968	0,9992	0,9945	0,9959

Aktivní diagram zložiek v systéme $\text{Fe}^{+3} - \text{SO}_4^{-2} - \text{H}_2\text{O}$ opisuje stabilitu pevných fáz pre aktívne i vymeniteľné pH. Na základe terénnych meraní fyzikálno-chemických parametrov (pH a Eh) a na základe výpočtu Eh (podľa Sato 1960 a 1960a) sa zistilo, že hlavnou formou výskytu železa v sedimentoch a pôdach haldového poľa Podlipa je síranová forma - FeSO_4 (obr.12). Tento údaj je v rozpore s údajmi, že v materiáli haldových polí sa potvrdil značný výskyt sulfidickej síry (Andráš et al., 2009). Túto nezrovnalosť možno vysvetliť tým, že Fe sa v sulfidickej forme vyskytuje len v nezvetraných horninových úlomkoch, ktoré počas merania pH a Eh vzhľadom na časový faktor (60 minút) nevstupujú do reakcie. Možnosť výskytu Fe aj v sulfidickej forme indikujú aj vypočítané hodnoty R^2 , ktoré sú na rozdiel od hodnôt získaných na základe terénnych meraní pH a Eh, na hranici polí stability FeSO_4 a FeS_2 (obr. 12).

3. 2. Charakteristika povrchovej a banskej vody

pH povrchovej vody v okolí obce Ľubietová sa blíži obvykle neutrálnym hodnotám. Napriek tomu existujú isté rozdiely. Kým povrchové vodné toky i banská voda v oblasti haldového poľa Svätodušná vykazujú pravdepodobne v dôsledku vyššieho obsahu karbonátov v horninovom komplexe mierne alkalickú reakciu, povrchová a drenážna voda z oblasti Podlipa má mierne kyslý charakter (tab. 4, obr. 2), ktorý je dôsledkom predovšetkým zvetrávania rudných minerálov (hlavne pyritu) v haldových sedimentoch a pôdach. Túto charakteristiku potvrdili aj viacnásobné merania: údaje získané v období sucha a v období dažďov sa podstatnejšie líšia len výnimočne.

Tab. 4 Hodnoty pH a Eh vo vzorkách povrchovej a banskej vody z okolia obce Ľubietová

Vzorka	pH	Eh (mV)	Vzorka	pH	Eh (mV)
V-1a	7.7	-69	V-7a	7.0	-27
V-1c	7.7	-66	V-7b	7.1	-29
V-2a	7.6	-62	V-8a	7.7	-66
V-3a	6.7	-12	V-8b	7.3	-43
V-3b	6.2	14	V-9a	7.6	-64
V-3c	6.5	0	V-9a	7.7	-67
V-4a	6.5	-6	V-10a	6.7	-14
V-4b	7.5	-58	V-10b	6.2	14
V-4c	6.54	-8	V-11b	6.7	-14
V-5a	6.2	-11	V-11c	6.9	-21
V5b	6.1	-8	V-12a	7.6	-63
V-6a	6.4	1	V-13a	7.6	-64
V-6d	7.1	3	V-13b	7,4	-60

3.3 Riziko tvorby acidity

Na stanovenie rizika tvorby acidity sa využila sada vzoriek A-1 až A-12, ktorá reprezentuje celé haldové pole.

pH v sedimentoch a pôde z týchto vzoriek, stanovené vo výluhu destilovanou vodou na haldovom poli kolíže v rozmedzí 4,21 a 7,93 (tab. 2). Suldidickej síry je vo väčšine vzoriek viac ako síry síranovej (tab. 1, 2), čo svedčí o pomerne vysokom obsahu ešte nezoxidovaných primárnych sulfidov.

Tab. 5 Hodnoty celkovej vytvorenej acidity (AP), neutralizačného potenciálu (NP) a čistého neutralizačného potenciálu (NNP)

Vzorka	AP	NP	NNP	NP - AP
A-1	7,81	44,8	37,0	36,99
A-2	0,62	39,9	39,3	39,28
A-3	3,12	23,2	20,1	20,08
A-4	10,31	6,6	-3,7	-3,71
A-5	1,56	35,7	34,1	34,14
A-6	13,12	10,8	-2,3	-12,04
A-7	0,93	127,1	126,2	126,08
A-8	0,31	26,6	26,3	26,29
A-9	0,93	0	-0,9	-0,93
A-10	1,25	0	-1,3	-1,25
A-11	3,43	10,8	7,4	7,37
A-12	0,62	0	-0,6	0,62
Priemer	3,7	27,1	23,5	-24,75

Celková tvorba acidity (AP) odpovedá množstvu kyseliny, ktorú potenciálne môže materiál depónia vyprodukovať. Na lokalite Podlipa sa AP pohybuje v rozmedzí 0,3125–13,125 (v priemere 3,7; tab. 5). Hodnota neutralizačného potenciálu (NP), ktorý udáva, aký je obsah neutralizačných látok v depóniu, ktoré sú schopné aciditu produkovanú materiálom skládky neutralizovať, je v jednotlivých častiach depónia rozdielna (0 -127,1, \bar{x} = 27,1; tab. 4) a v negatívnej korelácii voči AP. Vyššie NP -127,1 je len vo vzorke A-7 (tab. 4), v ktorej bol stanovený najvyšší obsah C_{tot} (čo po prepočítaní odpovedá 12,71 kg.t⁻¹ CaCO₃; tab. 2).

Čistý neutralizačný potenciál (NNP) odpovedá množstvu neutralizačnej látky, ktoré je potrebné pridať na neutralizáciu acidity produkovanej depóniom (NNP = NP – AP). Hodnoty NPP na haldovom

poli Podlipa (tab. 4) ukazujú, že na neutralizáciu banskej hlušiny by bolo potrebné pridať toľko neutralizačného činidla, ktoré odpovedá v priemere 23,5 kg CaCO_3 na 1 tonu haldového materiálu. O riziku vzniku kyslej banskej vody (AMD) vypovedá najlepšie hodnota NP - AP. Pokiaľ je blízka hodnote 1, riziko tvorby AMD je vysoké. Ak je tento pomer rovný alebo väčší ako 3, riziko tvorby AMD je zanedbateľné (Sobek et al., 1978). Priemerná hodnota NP – AP na haldovom poli Podlipa je 24,75 (pokiaľ vylúčime extrémnu hodnotu 126,08 z odvalu štólne Empfängnis, zmení sa priemerná hodnota NP – AP na 14,62) (tab. 5), takže riziko tvorby AMD možno považovať za vylúčené.

4. Diskusia

Distribúcia ťažkých kovov na haldovom poli je odrazom ich geochemických vlastností: obsahu, rozpustnosti, acidity (migračného potenciálu) a sorpčných vlastností. Nedostatok karbonátov (ako hlavného prírodného neutralizačného činidla) spôsobuje, že v 5 z 12 vzoriek (A-1 až A-12), odpovedajúcich priemerným vzorkám z 12 častí haldového poľa, sú hodnoty NPP záporné (neutralizačné látky úplne chýbajú) a len dve hodnoty (zo vzoriek A-3 a A-11) sú veľmi nízke (7,4 a 20,1; tab. 4). Hodnoty NPP od -20 do 20 (kg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1}$ haldového materiálu) možno z hľadiska potenciálnej tvorby kyslých látok v zmysle metodiky ÚS EPA (Missana et al., 2008) označiť za „*rozsaň neistoty*“, pretože nemožno jednoznačne určiť, či bude alebo nebude k tvorbe AMD dochádzať. pH vo výluhoch v destilovanej vode kolíše obvykle okolo 5,3. $\text{pH} < 5$ indikuje, že vzorka obsahuje potenciálnu aciditu („*net acidity*“), kým hodnoty namerané v karbonátoch oscilujú spravidla medzi 8–10. Hodnoty nad 10 možno považovať za alkalické (Sobek et al., 1978).

Mobilita väčšiny ťažkých kovov v prírode je determinovaná predovšetkým ich schopnosťou sorpcie do prírodných sorbentov, medzi ktorými majú dominantné postavenie predovšetkým ílové minerály (Andráš et al., 2008). Podľa mechanizmu sorpcie možno rozlíšiť niekoľko typov: a) mechanickú sorpciu, b) fyzikálnu adsorpciu podmienenú povrchovým napätím na fázovom rozhraní, c) fyzikálno-chemickú výmennú sorpciu, ktorá sa uskutočňuje výmenou iónov, d) chemickú adsorpciu, pri ktorej dochádza k pútaniu aniónov, ktoré vytvárajú precipitáty, e) bioakumuláciu - napríklad prijímanie biogénnych prvkov koreňovým systémom rastlín a mikroorganizmami (Chmielewska a Lesný, 1995; Lischke a Frank, 1988). Pri ílových mineráloch je dominantným procesom iónová výmena medzi roztokom a tuhú fázou ale čiastočne aj fyzikálny proces adsorpcie (Kozáč, 1996).

Z hľadiska environmentálneho rizika sú na študovanej lokalite najdôležitejšími ťažkými kovmi Cu, As a Sb (Andráš et al., 2008).

Hlavným zdrojom Cu na haldovom poli sú tetraedrit, chalkopyrit a sekundárne minerály medi (libethenit, brochantit, langit, malachit, azurit a pseudomalachit). Cu uvoľnené pri zvetrávaní do roztokov kontaminuje celú miestnu hydrosféru. Cu precipituje na Fe oxidoch (hydrogoethite) a na železe (Andráš et al., 2008). V prírodných vodách sa z rozpustných foriem Cu vyskytuje hydratovaný ión Cu(II), uhličitanové komplexy $[\text{CuCO}_3(\text{aq})]^0$, $[\text{Cu}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ a hydrokomplexy $[\text{CuOH}]$, $[\text{Cu}(\text{O}-\text{H})_2(\text{aq})]^0$, $[\text{Cu}(\text{OH})]^{3-}$ a $[\text{Cu}(\text{OH})_4]^{2-}$ (Pitter, 1990).

Sorpcia Cu na povrch ílových minerálov výrazne závisí od pH. V prípade nedostatku karbonátov (ako je tomu aj na lokalite Ľubietová-Podlipa) dochádza pri procese sorpcie ku vzniku komplexných zlúčenín $\equiv\text{SOCu}^+$, $\equiv\text{SOCuOH}$ a $\equiv\text{SOCu}_2(\text{OH})_2^+$, menej aj $\equiv\text{Cu}(\text{OH})_2$ a $\equiv\text{SOCu}_2(\text{OH})_3$ precipitátov (Lin a Puls, 2000).

Hlavným zdrojom As na lokalite Ľubietová je tetraedrit. Pri zvetrávaní sa arzénové rudné minerály ľahko oxidujú, pričom arzén prechádza z foriem s nižším mocenstvom na As(V), tvoriac zlúčeniny kyseliny arzeničnej (Lin a Puls, 2000). Táto je rozpustná vo vode, ale len zriedka môže migrovať na väčšie vzdialenosti, pretože rýchlo reaguje s kationmi ťažkých kovov a arzén sa viaže vo forme rozličných arzeničnanov. As vo vode vystupuje najčastejšie vo forme: H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} a HAsO_2^0 (Greenwood a Ernschaw, 1990). As(III) je v oxidačnej zóne zvetrávania omnoho mobilnejší ako As(V) (Manning a Goldberg, 1997).

V hypergénnych podmienkach haldového poľa Ľubietová-Podlipa výrazne prevláda As(V) (Andráš et al., 2008). Sorpčná kapacita ílových minerálov, hydrogoethitu a Fe-oxyhydroxidov voči As je veľmi vysoká (až 76 mg $\text{As} \cdot \text{g}^{-1}$ vo Fe oxyhydroxidoch pri pH 5). Sorpcia As závisí od pH, času, koncentrácie As v roztoku a teploty (Mohapatra et al., 2007). K najintenzívnejšej sorpcii dochádza

pri pH 4 (García-Sánchez et al. 2002; Lombi et al., 2000). Spomedzi ílových minerálov prítomných na haldovom poli Ľubietová-Podlipa najlepším sorbentom As(V) kaolinit (Mohapatra et al., 2007). 25–35 násobne lepšie sorpčné vlastnosti vykazujú halloyzit a chlority. Menej toxický As(V) sa voči toxickejšiemu As(III) sorbuje na ílové minerály omnoho ľahšie a kvantitatívnejšie. As(III) sa pri tomto procese oxiduje na As(V). Redukčný proces sa pri štúdiu sorpcie As nepotvrdil (Lin a Puls, 2000).

Väčšina Sb pochádza z tetraedritu. Sb(III) aj Sb(V) existujú v prírodných podmienkach v rozpustných formách: Sb(V) ako Sb(OH)_6^- a Sb(III) vo forme Sb(OH)_3 (Filella et al., 2002). Hydrogoethit a Fe-hydroxidy sú dôležitými sorbentmi Sb. Sb(III) i Sb(V) vytvárajú na povrchu hydrogoethitu a Fe-hydroxidov komplexné zlúčeniny. Sb(III) sa najlepšie sorbuje pri pH 3 – 12, kým k maximálnej sorpcii Sb(V) dochádza pri pH < 7. Na povrchu hydrogoethitu a Fe-hydroxidov môže hlavne v rozmedzí pH 3 – 5,9 v priebehu niekoľkých dní dochádzať k oxidácii Sb(III). Pri pH ~ 9 dochádza k jeho mobilizácii a uvoľňovaniu do roztoku, kým pri pH < 7 ostáva viazaný na povrchu Fe-oxidov (Leus et al., 2006).

V prírode prevažujú z rozpustných foriem olova Pb(II) a $[\text{PbCO}_3(\text{aq})]^0$, ktorý môže byť v širokom rozmedzí pH dominantnou formou výskytu. V alkalicko-nej oblasti sa môžu tvoriť vo väčších koncentráciách aj komplexy $[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$ a $[\text{PbOH}]^+$ (Pitter, 1990). Pb je v pôdach najčastejšie v pevnej fáze vo forme PbCO_3 a PbSO_4 , pričom humínové látky spôsobujú jeho imobilizáciu (Beneš a Pabianová, 1987). Pb vykazuje afinitu k tvorbe komplexov s nerozpustnými humínovými látkami, v dôsledku čoho dochádza k jeho fixácii vo vrchnej humusovej vrstve. Cu a Pb bývajú voči Zn sorbované na povrch ílových minerálov omnoho pevnejšie (Sipos et al., 2008).

Sorpcia Cd na ílové minerály sa vo všeobecnosti zvyšuje so vzrastajúcim pH (Hayashi a Liu, 2008). Rozpustné Cd sa vo vodách vyskytuje ako jednoduchý hydratovaný ión Cd(II), vo forme anorganických komplexov $[\text{CdOH}]^+$, $[\text{Cd}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$, $[\text{Cd}(\text{OH})_3]^-$, $[\text{CdCO}_3(\text{aq})]^0$, $[\text{Cd}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[\text{CdSO}_4]^0$ a vo forme organických komplexov s rôznymi organickými ligandmi (Pitter, 1990). Percento sorbovaného Cd(II) na ílové minerály výrazne vzrastá pri pH 6,5 až 9,0, pričom na illit sa sorbuje intenzívnejšie ako na kaolinit (Reid a McDuffie, 2005).

5. Závery

Oxidáciu sulfidických minerálov na ložisku indikovanú povlakmi sekundárnych minerálov Cu (uhlíčanov a oxidov) potvrdzujú aj zistené hodnoty pH a Eh vo výluhoch z technogénnych sedimentov. Haldový materiál stále vykazuje značné množstvo mobilizovateľných kovov a istý potenciál tvoríť kyslosť. V dôsledku toho je povrchová voda v oblasti haldového poľa Podlipa mierne kyslá, naopak, voda z neďalekého haldového poľa Svätodušná vykazuje slabo alkalický charakter.

Naopak, pomerne vysoký obsah celkovej aj sulfidickej síry v technogénnych sedimentoch svedčí o značnom obsahu ešte nezoxidovaných primárnych sulfidov. Celkový výsledok štúdia rizika tvorby acidity však nasvedčuje, že na lokalite Ľubietová – Podlipa je pomerne vysoký stupeň pravdepodobnosti, že k tvorbe AMD nebude v budúcnosti dochádzať.

PodĎakovanie: Práca vznikla za podpory grantovej agentúry APVV v rámci riešenia grantu APVV-0663-10.

Literatúra

ALLOWAY, B. J. (1995): Soil processes and the behaviour of metals. In: B. J. Alloway (ed.) *Heavy Metals in Soils*, Glasgow, Blackie, 214 s.

ASHLEY, P. M., CRAW, D., GRAHAM, B. P., CHAPPEL, D. A. (2003): Environmental mobility of antimony around mesothermal stibnite deposits, New South Wales Australia and southern New Zealand. *Journal of Geochemical Exploration*, 77, 1–14

- AUERSWALD, K., STANJEK, H., BIGHAM, J. M., 1998: Soils and environment—Soil Processes from Mineral to Landscape Scale, International Development Research Centre, Ottawa, Canada, ISBN 3-923381-41-7, 214 p.
- ANDRÁŠ, P., LICHÝ, A., KRIŽÁNI, I., RUSKOVÁ, J. (2009): Heavy metals and their impact on environment at the dump-field Lubietová-Podlipa (Slovakia). *Advanced Technologies In: Advanced Technologies*. Ed.: Jayanthakumaran, K. In-Tech, Olajnica, 19/2, 32000 Vukovar, Croatia, (printed in India) ISBN: 978-953-307-009-4, 163–185
- ANDRÁŠ, P., JELEŇ, S., KRIŽÁNI, I. (2007): Cementačný účinok drenážnej vody z haldového poľa Lubietová-Podlipa. *Mineralia Slovaca*, 39, 4, 303-308
- BENEŠ, S., PABIANOVÁ, J. Přirozené obsahy distribuce prvků v půdách. *VŠZ Praha*. 1987. s. 123–149
- BETHKE, C. (2000): The Geochemist's Workbench software package. University of Illinois, Urbana-Champaign, 220 p.
- ČURLÍK, J., BEDRNA, Z., HANES, J., HOLOBRADÝ, K., HRTÁNEK, B., KOTVAS, F., MASARYK, Š., PAULEN, J. (2003): Pôdna reakcia a jej úprava, Bratislava, ISBN 80-967696-1-8, 249 s.
- ČURLÍK, J. (2003): Pôdna reakcia a jej úprava. Jaroslav Suchoň Publ., Bratislava. ISBN 80-967696-1-8, 249 s.
- DOMERGUE, F. L., VEDY, J. C. (1992): Mobility of heavy metals in soil profiles. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 46(1–3): 13–23.
- FILELLA, M., BELZILE, N., CHEN, Y. W. Antimony in the environment: a review focused on natural waters: II relevant solution chemistry. *Earth Science Reviews*, 59, 1-4. 2002. s. 265–285
- GARCÍA-SANCHEZ, A., ALVAREZ-AYUSO, E., RODRIGUEZ-MARTIN, F. Sorption of As(V) by some oxyhydroxides and clay minerals. Application to its immobilization in two polluted mining soils. *Clay Minerals*, 37, 1. 2002. s. 187–194
- GOULD, W. D., BÉCHARD, G., LORTIE, L. (1994): The nature and role of microorganisms in the tailings environment. In: Jambor, J. L., and Blowes D. W., (eds.), *Environmental Geochemistry of Sulphide Mine- Wastes*, *Mineralogical Association of Canada Short Course Handbook*; 185–200.
- GREENWOOD, N. N., EARNSHAW, A. *Chemie der Elemente*. Würzburg, ISBN 3-527-26169-9. 1990. 1707 s.
- HAYASHI, Y. J. DU. S., LIU, S. Y. Sorption properties of Cd and Pb on Ariake clay. *Journal of American Society of Civil Engineers*, 29, 3. 2008. s. 255–261
- CHMIELEWSKA, H., LESNY, J. Study of sorption equilibria in the systems: water, solutions of organic ions – clinoptilolite. *Journal of Radioanal. and Nuclear Chem.- Letters* 201, 4. 1995. s. 293–301
- JAMBOR, J. L., BLOWES, D. W. (1994): Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. In: Jambor J. L., Blowes, D. W. (eds.): *Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-waters*. *Miner. Assoc. Canada*, 22, 1–438
- KISHK, F. M., HASSAN, M. N. Sorption and desorption of copper by and from clay minerals. *Plat and Soil*, 39, 3. 1973. s. 497–505.
- KOZÁČ, J. (1996): Nerastné suroviny ako sorbenty kationov ťažkých a toxických kovov a základná zložka čistiacich prostriedkov. *Mineralia Slovaca*, *Geovestník*, 28, 6, 5–7
- LEE, J., CHON, H., KIM, J. (2005). Human risk assessment of As, Cd, Cu, and Zn in the abandoned metal mine site. *Environ. Geochem. Health* 27: 185–191.

- LEUS, A. K., MÖNCH, H., JOHNSON, C. A. Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite: influence on Sb(III) oxidation and mobilization. *Environmental Science & Technology*, 40, 23. 2006. s. 7277–7282
- LIN, Z., PULS, R. V. Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process. *Environmental Geology*, 39, 7. 2000. s. 753–759
- LINTNEROVÁ, O., ŠOLTÉS, S., ŠOTNÍK, P. (2010): Environmentálne riziká tvorby kyslých banských vôd na opustenom ložisku Smolník. Univerzita Komenského v Bratislave, ISBN 978-80-223-2764-0, 157 s.
- LISCHKE, P., FRANK, V. Hydrologie, meteorologie, pedologie I., Vysoká škola chemicko–technologická v Prahe. 1988. 214 s.
- LOMBI, E., WENZEL, W. W., SLETTEN, R. S. Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: kinetics and reversibility. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 162, 4. 2000. s. 451–456
- MANNING, B. A., GOLDBERG, S. Adsorption and stability of Arsenic(III) at the clay mineral–water interface. *Environmental Science & Technology*, 31, 7. 1997. s. 2005–2011
- MISSANA, T., GARCIA-GUTTIEREZ, M., ALONSO, U. (2008): Sorption of strontium onto illite/smectite mixed clays. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, Supl. 1., 156–162
- MOHAPATRA, D., MISHRA, D., CHAUDHURY, G. R., DAS, R. P. Arsenic adsorption mechanism on clay minerals and its dependence on temperature. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 24, 3. 2007. s. 0256–1115
- NAND R., VERLOO, M. (1985): Effect of various organic materials on the mobility of heavy metals in soil. *Environ. Pollution (B)* 10: 241–248.
- NORDSTROM, D. K., 1982: Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals, Kittrick, J.A., Fanning, D.S. and Hossner, L.R., eds. Acid sulfate weathering. *Soil Science Society of America*, s. 37–63.
- PITTER, P. Hydrochemie. STNL, Praha. 1990. 211 s.
- REID, J. D., MCDUFFIE, B. Sorption of trace cadmium on clay minerals and river sediments: effects of pH and Cd(II) concentrations in a synthetic river water medium. *Water, Air & Soil Pollution*, 15, 3. 2005. s. 375–386
- RIEUWERTS, J. S., THORNTON, I. FARAGO, M. E., ASHMORE, M. R. (1998): Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chem. Spec. Bioavail.* 10(2): 61–75.
- RIMSTIDT J. D., VAUGHAN D. J., 2003: Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica Cosmochimica Acta* 67, 873–880.
- RYBICKA, E. H., CALMANO, W., BREEGER, A. Heavy metals sorption/desorption on competing clay minerals; an experimental study. *Applied Clay Science*, 9, 5. 1995. s. 369–381
- SATO, M., 1960: Oxidation of sulfide ore bodies, I. Geochemical environments in terms of Eh and pH., *Economic Geology*, 55., 928–961.
- SATO, M., 1960a: Oxidation of sulfide ore bodies, II. Oxidation mechanisms of sulfide minerals at 25°C., *Economic Geology*, 55., 1202–1231.
- SINGER A STUMM:
- SIPOS, P., NÉMETH, T., KIS, V. K., MOHAI, I. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. *Chemosphere*, 73, 4. 2008. s. 461–469
- SOBEK, A. A., SCHULLER, W. A., FREEMAN, J. R., SMITH, R. M. (1978): Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils, U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Protection Technology, EPA 600/2-78-054, Cincinnati. OH. 203 s.

- SOKIĆ, M., ILIĆ I., ŽIVKOVIĆ, D., VUČKOVIĆ, N., 2008: 2 Investigation of mechanism and kinetics of chalcopyrite concentrate oxidation process. *Metalurgija* 47, 2, ISSN 0543-5846, 109–113.
- SUN, DU Q., FORSLING, Z. X., TANG, H. X. Adsorption of copper at aqueous illite surfaces. *Journal of Colloidal Interface Science*, 187, 1. 1997. s. 232–242
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., PROIX, N., FOURRIER, H. (2000): Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in North of France. *Environ. Pollution* 107: 377–389.
- ŠUCHA, V., ŠRODOŇ, J., ZATKALÍKOVÁ, V., FRANCŮ, J. (1991): Zmiešanovrstevný minerál typu illit-smektit, separácia, identifikácia, využitie. *Mineralia Slovaca*, 23. 267–274
- ŠUCHA, V., KRAUS, I., ZLOCHA, M., STREŠKO, V., GAŠPAROVICOVÁ, M., LINTNEROVÁ, O., UHLÍK, P., 1997: Acidification in the Šobov region (Štiavnické vrchy Mts). *Mineralia Slovaca*, 29, 407–416.
- VAN REEUWIJK, L. P. (1995): Procedures for soil analysis. *International soil reference and information centre (ISRIC) a FAO OSN. Technical report, 9*. Zubkova, N. V., Pushcharovsky, 87 p.
- WAHBA, M. M., ZAGHLOUL, A. M. Adsorption Characteristics of Some Heavy Metals by Some Soil Minerals. *Journal of Applied Sciences Research*, 3, 6. 2007. s. 421–426
- YOUNGER, P. L., BANWARRT, S. A., HEDIN, R. S. (2002): Mine water. Hydrology, Pollution, Remediation. *Environmental pollution*. Kluwier Academic Publisher, 1–436

IDENTIFIKACE ZDROJŮ KOVŮ, POLYCYKlickÝCH AROMATICKÝCH UHLOVODÍKU A PLYNNÝCH ŠKODLIVIN METODOU PMF

IDENTIFICATION OF SOURCE OF METALS, POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS AND GASEOUS POLLUTANTS BY PMF

Jan POPELKA

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika, jan.popelka@ujep.cz

Abstrakt

Metoda PMF (Positive Matrix Factorization) umožňuje identifikaci zdrojů znečištění ovzduší z hodnot imisních koncentrací v místě měření. Znalost profilů konkrétních zdrojů není nutná. Podmínkou použití PMF je dostatečný počet měření s dostatečným počtem polutantů a znalost nejistot měření. Vedle samotné identifikace zdrojů lze navíc kvantifikovat příspěvek zdrojů k imisní zátěži v místě měření a sledovat jeho změny v čase. Metoda PMF byla v tomto článku použita k identifikaci a kvantifikaci zdrojů znečištění kovy v Litoměřicích a kovy, plynnými polutanty a polycyklickými uhlovodíky (PAH) v Praze-Libuši. Pro volbu počtu faktorů (zdrojů) je popsáno několik postupů, z nichž byly aplikovány metoda hlavních komponent (PCA) a zpětná validace modelu PMF. Oba postupy nevedly vždy ke stejným závěrům o vhodném počtu faktorů.

Abstract

PMF (Positive Matrix Factorization) enables the identification of sources of air pollution from airborne particulate data. Knowledge of specific profiles is not necessary. PMF requires sufficient number of data points with sufficient number of pollutants and measurement uncertainties. Besides the source identification, contribution of individual sources to air pollution can be quantified and tracked over time. PMF is in this article used to identify and quantify sources of metals in Litoměřice and sources of metals, gaseous pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in Praha-Libuš. To select a number of factors (sources), several techniques were described of which principal components analysis (PCA) and bootstrap validation of PMF model were applied. Both procedures didn't always let to similar conclusions about the appropriate number of factors.

Klíčová slova: znečištění ovzduší, kovy, organické látky, identifikace zdrojů, PMF

Key words: air pollution, metals, organic compounds, source apportionment, PMF

Úvod

Díky svému dopadu na zdravotní stav obyvatelstva patří znečištění ovzduší dlouhodobě k výrazným problémům ochrany životního prostředí v České republice. Vedle velkých průmyslových zdrojů (elektrárny, povrchové doly, spalovny, teplárny, průmyslové podniky apod.) působí na kvalitu ovzduší stále více automobilová doprava a emise z lokálních topenišť obytných domů, jejichž podíl je v některých městech a vesnicích dominantní. Kvantifikací příspěvku jednotlivých zdrojů k celkové úrovni znečištění lze získat důležité informace využitelné k napravení stavu ovzduší v problematických oblastech. Řada stanic Českého hydrometeorologického ústavu a Zdravotních ústavů poskytuje data použitelná k tomuto účelu. Stačí jen aplikovat vhodné statistické metody a postupy k jejich zpracování.

Identifikace zdrojů znečištění

Receptorové modelování

Receptorové modelování nabízí statistické nástroje pro kvantifikaci podílu zdrojů na imisích v místě měření. Receptorové modelování je statistická metoda založená na znalosti profilu zdroje, tj. charakteristickém poměru analytů v konkrétním zdroji. Úřad pro ochranu životního prostředí Spojených států amerických (US EPA) vyvinul speciální software Chemical Mass Balance (EPA-CMB), který byl využit k analýze koncentrací PAH z měřicí stanice Zdravotního ústavu (ZÚ) v Ústí nad Labem (Leníček a kol., 2011). Receptorovým modelováním na Ostravsku se zabýval Velíšek (2007). Studie receptorového modelování z jihovýchodní části USA publikovali Zheng a kol. (2002) a ovzduší v Kalifornii se věnovali Schauer a kol. (Schauer a kol., 1996); (Schauer a kol., 2000). Receptorové modelování je hojně využívaným nástrojem kvantifikace zdrojů znečištění. Profily konkrétních zdrojů však často nejsou známy a jejich výzkum stále probíhá. Bez konkrétní znalosti profilů zdrojů nelze metodu receptorového modelování úspěšně aplikovat.

Vícerozměrné metody

Zdroje znečištění lze identifikovat i bez detailní znalosti profilů zdrojů. Statistická analýza vícerozměrných dat nabízí nástroje, které lze k identifikaci a kvantifikaci použít. Založeny jsou na myšlence, že se koncentrace polutantů v ovzduší v čase mění a tyto změny jsou z jisté části zapříčiněny proměnlivou intenzitou emisí jejich zdroje. Doprava má jinou intenzitu ve všedních dnech a o víkendech a reaguje na různá dopravní omezení, jako jsou nepříznivé podmínky, změny sjízdnosti, dopravní uzávěry a podobně. Lokální topeniště se provozují v závislosti na venkovní teplotě. Velké zdroje mohou vykazovat změny v provozu z důvodu odstávek, regulací apod. Jednorázově se mohou vyskytovat emise způsobené haváriemi nebo výjimečnými událostmi jako jsou v publikacích z USA často zmiňované ohňostroje (Norris a kol., 2009; Lingwall a Christensen, 2007). Výkyvy imisí v místě měření lze statisticky postihnout, pokud je k dispozici dostatečné množství měření (nejčastěji dostatečný počet dnů) a dostatečný počet analytů. Zdroje znečištění lze mimo jiné identifikovat metodou hlavních komponent (PCA), faktorovou analýzou (FA) nebo shlukovou analýzou. Více o těchto metodách nabízejí Hebák a kol. (2007) nebo Meloun a kol. (2005). Všechny zmíněné metody jsou schopny definovat skupiny analytů vykazujících ve zkoumaném období společný nebo podobný vývoj. Při analýze polycyklických aromatických uhlovodíků (dále jen PAH) v Ústí nad Labem byly faktorovou analýzou identifikovány dva zdroje (doprava a spalování fosilních paliv ve stacionárních a mobilních zdrojích). Model se dvěma faktory vysvětlil 81,7 % variability naměřených koncentrací PAH. Zdroje se stejným složením byly identifikovány i hierarchickou klastrovou analýzou (Leníček a kol., 2011).

Metoda PMF

Vhodným nástrojem identifikace zdrojů znečištění je metoda PMF (Positive Matrix Factorization). Matici koncentrací analytů \mathbf{X} (prvek x_{ij} představuje koncentraci i -tého analytu v j -tém vzorku) lze metodou PMF rozložit na matice \mathbf{F} a \mathbf{G} (Hopke, 2000; Xie a kol., 1999) dle rovnice:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p f_{ik} \cdot g_{kj}$$

Matice \mathbf{F} popisuje skladbu analytů v jednotlivých zdrojích (f_{ik} je koncentrace i -tého analytu v k -tém zdroji), tedy jde o odhady profilů zdrojů. V matici \mathbf{G} popisuje každý prvek g_{kj} příspěvek k -tého zdroje v j -tém vzorku měření. Při řešení PMF je stanoveno několik omezení nutných pro úspěšný rozklad a získání smysluplných výsledků: a) naměřená data musejí být popsitelná modelem, model musí být schopen vysvětlit zjištěná pozorování; b) odhadovaný profil zdroje musí být vyjádřen nezápornými hodnotami, ve výsledku nesmí obsahovat záporná procenta analytů; c) příspěvek zdroje k imisnímu zatížení nesmí být záporný, zdroj se nemůže na znečištění ovzduší v místě odběru podílet záporným podílem; d) suma příspěvků všech zdrojů k imisnímu zatížení musí být menší nebo nejvýše stejná

jako je samotné imisní zatížení, součet příspěvků nemůže být větší než celkové imisní zatížení v místě měření (Hopke, 2000).

Řešení získané metodami PCA a FA jednak nemusí vždy splňovat výše uvedená omezení a je formováno pouze hierarchicky. Zvýšením dimenze úlohy o další faktor nedojde ke změně složení faktorů předchozích. V PMF se faktory zcela změní, pokud dojde ke změně jejich počtu (Xie a kol., 1999). Dalším problémem metod PCA a FA je v přístupu k nejistotám měření. Obě metody používají souhrnnou nejistotu vypočtenou z celého sloupce nebo řádku dat. Pattero a Tapper (Paatero a Tapper, 1993) navrhli použít nejistoty měření definované pro každý datový bod zvlášť. Data jsou přesnější a větší vliv na řešení mají datové body s nízkými nejistotami. Data spolu s nejistotami však nelze analyzovat pomocí PCA ani FA, metodou PMF však ano. (Hopke, 2000). Nejistoty jsou v modelu využity jako bodové váhy jednotlivých měření (point-by-point estimates). Model je odhadován minimalizací objektové funkce:

$$Q = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{e_{ij}}{\sigma_{ij}} \right)^2, \quad e_{ij} = x_{ij} - \sum_{k=1}^p f_{ik} \cdot g_{kj}$$

při dodržení Hopkem uvedených omezení $f_{ik} \geq 0$, $g_{kj} \geq 0$, kde σ je známá matice nejistot (Hopke, 2000; Xie a kol., 1999). Forma faktorizace je zcela odlišná od metod PCA a FA. Jeden z možných algoritmů řešení úlohy je založen na simultánních změnách obou matic \mathbf{F} a \mathbf{G} v každém iteračním kroku. Detailně je algoritmus popsán v pracích (Paatero a Tapper, 1994; Paatero, 1997). Algoritmus je implementován v programu EPA-PMF vytvořeným Úřadem pro ochranu životního prostředí Spojených států amerických (US EPA).

Ze zadání PMF plyne, že jako datový zdroj slouží matice koncentrací analytů \mathbf{X} , kde každý sloupec je tvořen jedním analytem, řádky jsou jednotlivé vzorky (nejčastěji dny měření). Nutné jsou i nejistoty měření jednotlivých hodnot σ_{ij} , ty mohou být dodány měřicí laboratoří nebo agenturou. Pokud nejsou k dispozici je nutno nejistoty odhadnout. Způsoby odhadu jsou uvedeny v pracích (Reff a kol., 2007; Pollissar a kol., 1998).

Metodika

Optimální počet faktorů

Při volbě počtu faktorů v modelu lze postupovat několika způsoby. Počet faktorů lze zvolit na základě znalosti počtu zdrojů znečištění. Tato informace však nemusí vždy být k dispozici, navíc vzniklý model neumožňuje identifikovat případný další, neznámý nebo opomenutý zdroj. Pokud je k dispozici jiný statistický software, který má v nabídce metodu PCA, stanoví se počet postupů doporučenými pro PCA (např. vlastní čísla > 1 nebo pomocí Cattelova indexového grafu úpatí vlastních čísel) (Meloun a kol., 2005; Hebák a kol., 2007). Samotný program EPA-PMF nenabízí konkrétní kvantitativní kritérium, využít lze hodnotu objektové funkce $Q(\text{True})$. Za vhodný model lze považovat takový, jehož objektová funkce je přibližně rovná počtu stupňů volnosti úlohy, nebo se přibližně rovná celkovému počtu bodů datového pole. Takový postup může být zavádějící, pokud nejsou správně stanoveny nejistoty měření. Vhodný model lze určit i zkoumáním změn objektové funkce při postupném přidávání faktorů. Pokud přidáním dalšího faktoru nedojde k významnému snížení hodnoty objektové funkce, není model s přidáním faktorem vhodný (Hopke, 2000). Jde tedy o podobný postup jako u PCA, jen místo vlastních čísel jsou posuzovány hodnoty objektové funkce. Postup je však početně náročný, protože je potřeba odhadovat stále složitější modely s vyšším počtem faktorů.

Modely s nižším než vhodným počtem faktorů vykazují velké množství reziduí mimo meze ± 3 (Norris a kol., 2009). S rostoucím počtem faktorů se počet vybočujících reziduí snižuje.

V tomto článku bylo použito jednak analýzy PCA vypočtené programem STATGRAPHICS Centurion XVI a dále metody zpětné validace modelu přímo v programu EPA-PMF. Program EPA-PMF nabízí metodu bootstrap, založenou na generování zadaného počtu náhodných, vzájemně se nepřekrývajících podvýběrů, které jsou základem odhadu dílčích modelů a zpětného přiřazování analytů

do odhadnutých faktorů. Grafický výstup v podobě krabicových diagramů jednotlivých analytů sestavených pro každý z faktorů umožňuje definovat, zda model správně zařazuje analyty do vypočtených faktorů. Nevhodný model se v grafu projeví širokými krabičkami a velkým počtem odlehlých hodnot. Ukázka nevhodného modelu byla zpracována pro data kovů z Litoměřic (obr. 1).

Nastavení programu

K definování vah hodnot x_{ij} a nejistot měření s_{ij} vstupních proměnných se v programu EPA-PMF používá poměr signálu a šumu S/N (*signal-to-noise ratio*):

$$(S/N)_j = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{ij} - s_{ij})^2}{\sum_{i=1}^n s_{ij}}}.$$

Analyty s poměrem $S/N < 0,2$ jsou označeny jako „Bad“ a do další analýzy nejsou zahrnuty. Jedná se nejčastěji o analyty s výraznými extrémy a/nebo s velkým množstvím hodnot pod detekčními limity. Analyty s poměrem $0,2 < S/N < 2$ se označují jako „Weak“, v analýze zůstávají, ale jejich nejistota je stanovena na trojnásobek původní nejistoty. Jako „Weak“ se doporučuje označit i takové analyty, které ve zkušebním modelu vykazují rezidua mimo meze ± 3 . Akceptovatelné analyty se označují jako „Strong“ a platí pro ně nerovnost $S/N > 2$ (Paatero a Hopke, 2003; Norris a kol., 2009).

Vliv odlehlých hodnot na kvalitu výsledného modelu lze vedle analýzy reziduí zjistit i porovnáním objektové funkce modelu $Q(\text{True})$ s objektovou funkcí robustního odhadu $Q(\text{robust})$. Pokud je rozdíl mezi oběma funkcemi do 1 %, neovlivňují extrémy kvalitu odhadu. Je-li rozdíl do 10 %, je vliv extrémů slabý. V případě většího rozdílu je nutno přehodnotit váhy přiřazené analytům změnou jejich kvalifikace na „Weak“ nebo jejich vyřazením kvalifikací „Bad“. Autoři programu dále doporučují přidat do úlohy ještě dodatečnou nejistotu v rozmezí 5–25 % (Norris a kol., 2009).

Po vypočtení základního modelu s vhodným počtem faktorů je v některých případech nutno aplikovat ještě rotaci faktorů nástrojem Fpeak, která zajistí interpretovatelnost výsledků. Pro kvantifikaci podílu zdrojů na celkovém znečištění se jako „Total Variable“ nastavuje proměnná popisující celkovou zátěž, tzv. referenční polutant (Norris a kol., 2009). Při analýze kovů jde o koncentrace prachu PM_{10} , $PM_{2,5}$ apod. Elementární uhlík (EC) by mohl být vhodný pro kvantifikaci podílu zdrojů emitujících polycyklické uhlovodíky (PAH).

Data

K analýze byla využita měření ZÚ se sídlem Ústí nad Labem a ČHmÚ. První soubor obsahuje hodnoty koncentrací kovů (Cd, Pb, As, Cr, Ni, Cu, Mn, Be, Fe, V) a prachu PM_{10} z měřicí stanice ZÚ v Litoměřicích. Interval měření je čtrnáct dní s počátkem 7.1.2007 a koncem 26.12.2010. Soubor obsahuje 11 řad analytů po 104 měřeních. Kromě koncentrací vyžaduje program EPA-PMF i soubor s detekčními limity a nejistotami měření vyjádřenými pomocí relativních směrodatných odchylek (RSD), ty jsou uvedeny v tabulce 1. Druhé měření je realizováno na stanici ČHmÚ v Praze-Libuši a obsahuje hodnoty PAH (BbF, BaA, Flu, Pyr, Chry, I123cdP, DBahA, BghiP, Fen, A, BaP, BkF), kovů (As, Ni, Cu, Cd, Pb, Mn), plyných polutantů (SO_2 , NO, NO_2 , CO, O_3 , SNO_3 , NO_x) a prachu PM_{10} a $PM_{2,5}$ z let 2006–2010. Interval měření kovů je ob jeden den, organických sloučenin ob dva dny a zbylé polutanty spolu s prachem byly měřeny každý den. Soubor z Prahy-Libuše je tak značně nesourodý, měření analytů ve většině případů nepochází ze stejného dne a obsahuje i mnoho chybějících hodnot z důvodu nefunkčnosti měřicí stanice. Soubor byl proto rozdělen na dvě skupiny: PAH (12 řad po 567 měřeních) a kovy+plynné polutanty (15 řad po 897 hodnotách) a tyto byly metodou PMF analyzovány odděleně. Pro analýzu byly vybrány pouze dny s kompletními daty, tj. dny, kdy byly známy koncentrace všech analytů. Detekční limity a nejistoty měření jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1. Přehled analytů, detekčních limitů a nejistot měření

Místo: Litoměřice											
Analyt	Cd	Pb	As	Cr	Ni	Cu	Mn	Be	Fe	V	PM ₁₀
Jednotka	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	mg/m ³
Det. limit	0,017	0,067	0,333	0,333	0,333	0,333	0,333	0,0167	3,333	0,333	0,005
Nejistota (v %)	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	9,5

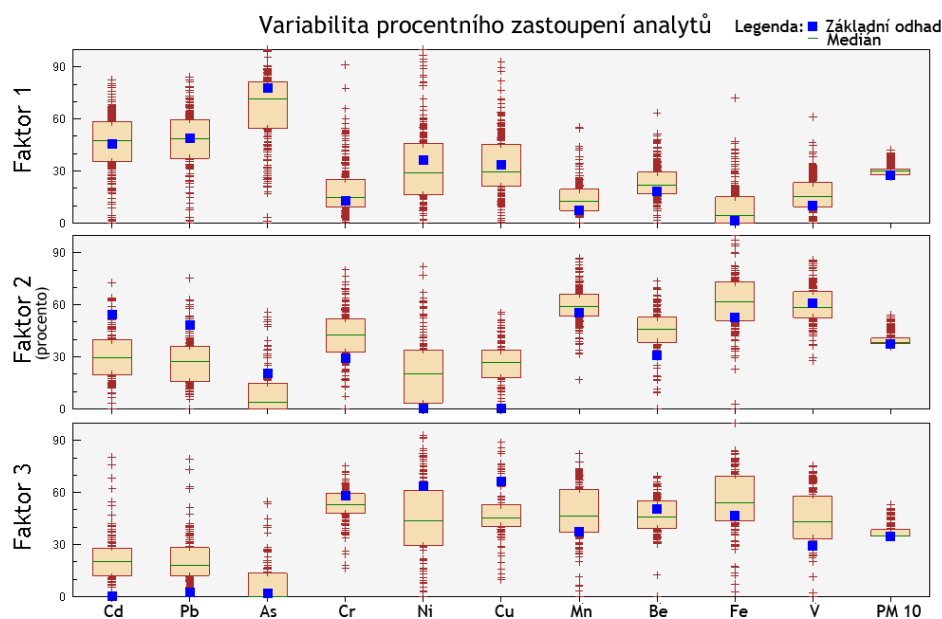
Místo: Praha-Libuš Kovy + plynné polutanty															
Analyt	As	Ni	Cu	Cd	Pb	Mn	SO ₂	NO	NO ₂	CO	O ₃	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	SNO ₃
Jednotka	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Det. limit	0,054	0,126	0,099	0,003	0,045	0,031	2500	1500	2000	120000	2000	2000	2000	21000	7100
Nejistota (v %)	21	39	34	24	25	30	8	8	10	8	8	10	20	10	30

Místo: Praha-Libuš Organické sloučeniny												
Analyt	BbF	BaA	Flu	Pyr	Chry	I123cdP	DBahA	BghiP	Fen	A	BaP	BkF
Jednotka	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Det. limit	0,09	0,07	0,14	0,11	0,1	0,11	0,11	0,11	0,22	0,09	0,1	0,1
Nejistota (v %)	41,3	19,7	30,1	31,8	19,8	16,4	23,4	19,8	26,2	27,3	17,4	20,7

Výsledky a diskuze

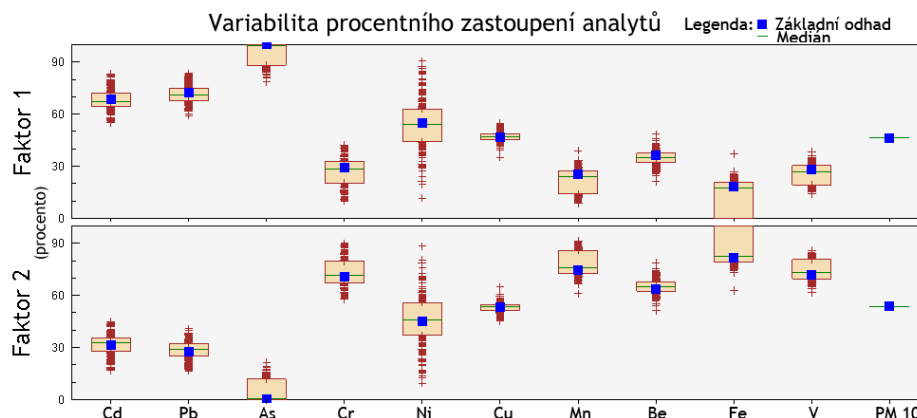
Litoměřice

Počet faktorů byl metodou PCA stanoven na tři (vysvětleno 86,5 % variability; modelem se dvěma faktory vysvětleno 72,4 % variability). Odlišný počet faktorů přinesl postup PMF založený na porovnání výsledků zpětné validace. Byly porovnány dva modely, se dvěma resp. třemi faktory. Při zpětné validaci modelu se třemi faktory se ukázalo, že přidání třetího faktoru přináší nejednoznačné přiřazení všech kovů k jednotlivým faktorům (obr. 1).



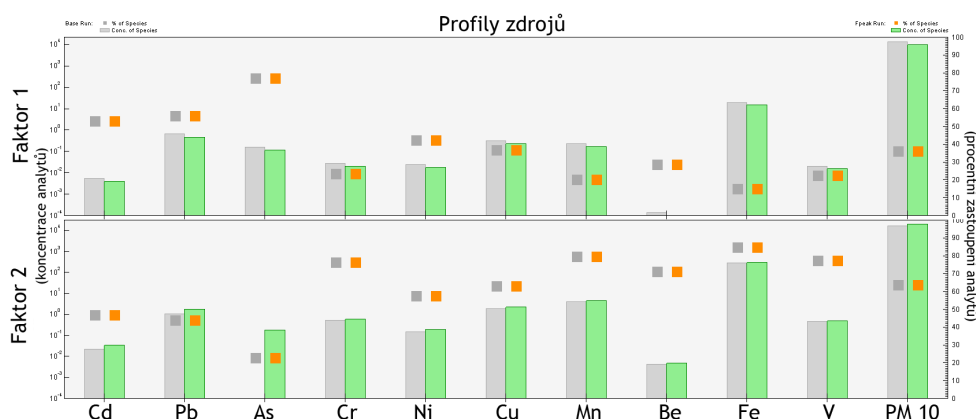
Obr. 1 Výsledky zpětné validace modelu se třemi faktory metodou bootstrap – 200 podvýběrů (ukázka nevhodného počtu faktorů)

Model se dvěma faktory se jeví jako vhodnější, pouze Ni nelze jednoznačně přiřadit ani do jednoho faktoru. Ani u jednoho kovu nepřekračují rezidua modelu se dvěma faktory hodnotu ± 3 . Determinační index R^2 pro pozorované a modelem odhadnuté koncentrace je velice nízký u Cr (8 %) a Ni (15 %), u ostatních kovů je vyšší jak 60 %. Pomocí modelu se dvěma faktory lze tedy dobře odhadovat koncentrace všech kovů s výjimkou Cr a Ni (obr. 2). U obou kovů jsou problémy s hodnotami slepých pokusů a výsledky jsou silně ovlivněny zaokrouhlováním na celá čísla, čímž byla snížena nejistota měření. Z porovnání hodnot objektových funkcí $Q(\text{True}) = 431$ a $Q(\text{Robust}) = 431$ plyne, že model se dvěma faktory je robustní a není ovlivněn odlehlými hodnotami.



Obr. 2 Výsledky zpětné validace modelu se dvěma faktory metodou bootstrap – 200 podvýběrů (ukázka vhodného počtu faktorů)

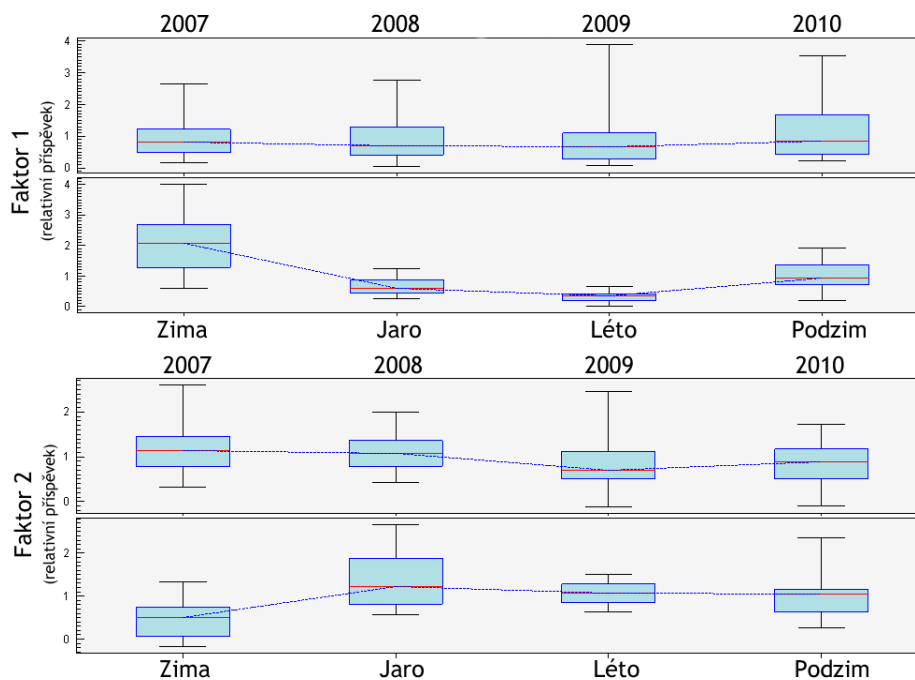
První zdroj emituje Cd (s relativním podílem 53 %), As (56 %) a Pb (77 %). Profil je uveden na obrázku 3. Je nejvyšší v zimě, nejnižší v létě (obr. 4). Zdrojem je spalování uhlí. Příspěvek zdroje mírně vzrostl v roce 2010. Druhý zdroj emituje Cu (s relativním podílem 63 %), Mn (80 %), Be (71 %), Fe (85 %) a V (77 %). Příspěvek zdroje je nejnižší v zimních měsících, vysoké příspěvky jsou od jara do podzimu. Mírně nižší byl v letech 2009 a 2010 (obr. 4). Interpretace zdroje není zcela jasná. Může se jednat o resuspendovaný prach a dopravu spolu s neznámým zdrojem.



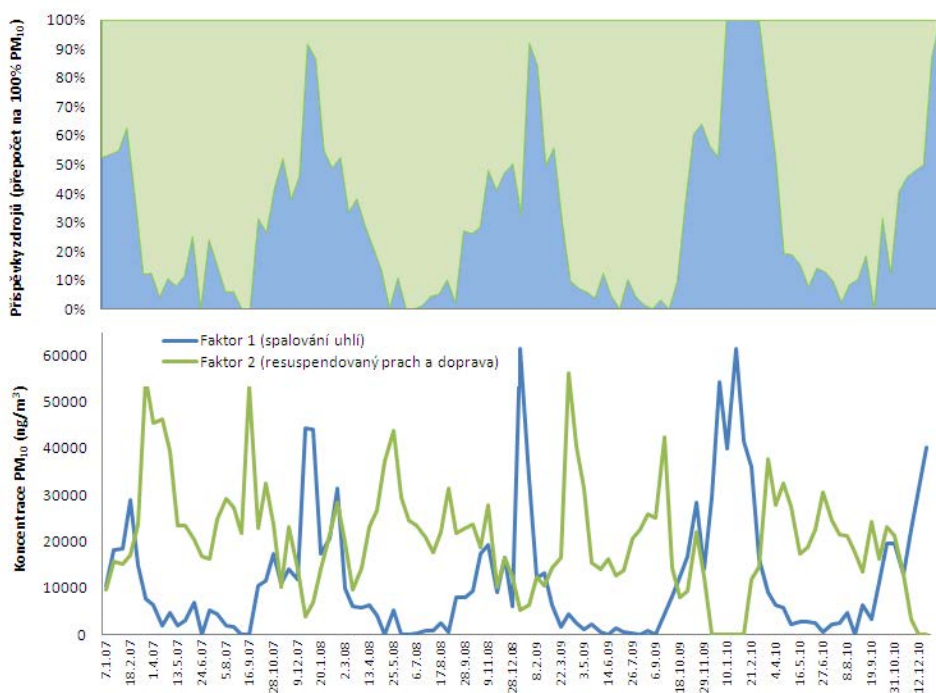
Obr. 3 Profily zdrojů (faktor 1 - spalování uhlí, faktor 2 - resuspendovaný prach a doprava) před rotací faktorů (šedé sloupce a body) a po rotaci faktorů nástrojem Fpeak (zelené sloupce a žluté body). Profil je uveden v absolutních jednotkách (sloupce – logaritmické měřítko nalevo) a v relativních jednotkách (body – měřítko v procentech napravo).

Dominantní podíl na celkovém znečištění v místě měření má druhý zdroj (průměrný příspěvek za celé období je 67 %), který kulminuje od března do listopadu/prosince a v těchto měsících se příspěvek pohybuje mezi 80–100 %. Vývoj příspěvku v rámci jednotlivých let je velmi podobný a vykazuje sezónnost. Zejména v měsíci lednu a v roce 2010 i v únoru a březnu převládá znečištění

ze spalování uhlí, které se v těchto měsících na znečištění podílelo z 90–100 % (průměrný podíl za celé období je 33 %). Rozdíly příspěvku mezi jednotlivými roky jsou zřejmě způsobeny venkovní teplotou a počtem velmi chladných dnů v daných letech (obr. 5).



Obr. 4 Vývoj relativního příspěvku zdrojů (faktor 1 - spalování uhlí, faktor 2 - resuspendovaný prach a doprava) mezi roky 2007 a 2010 a v průběhu roku.



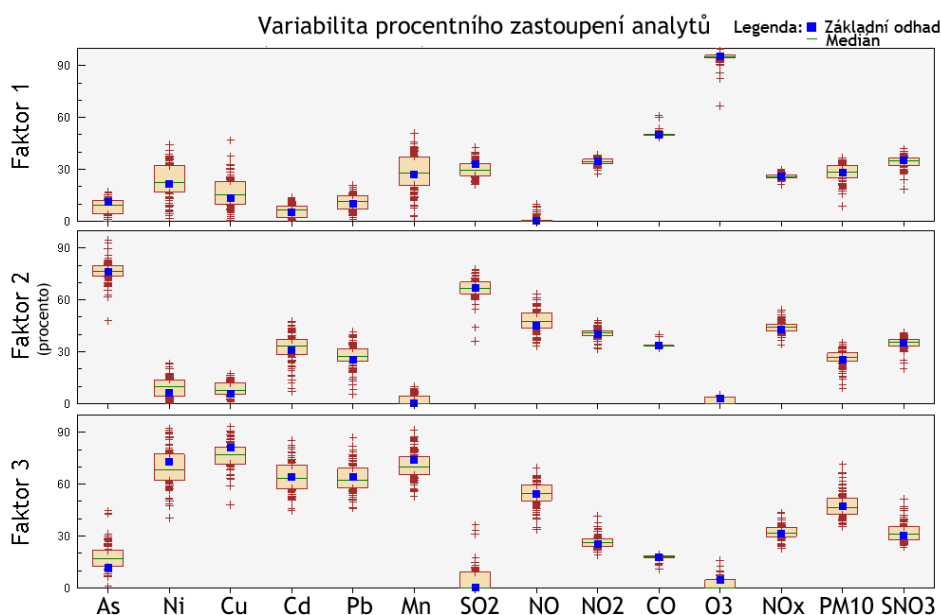
Obr. 5 Relativní (pře počet na 100 % emitovaného PM₁₀) a absolutní příspěvek zdrojů (koncentrace emitovaného PM₁₀).

Praha-Libuš (kovy)

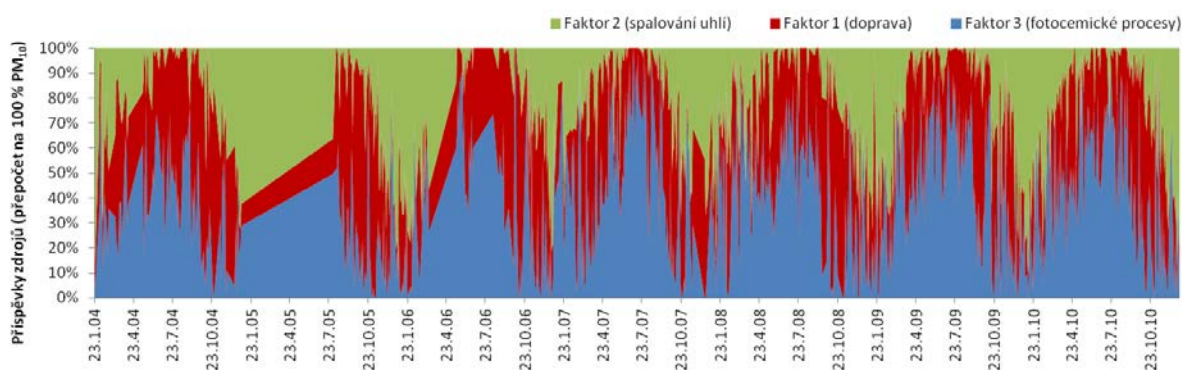
Metodou PCA byl navržen model se třemi faktory (vysvětleno 74,2 % variability). Stejný počet zdrojů potvrdil i postup zpětnou validací modelů (obr. 6). Identifikován byl zdroj s vysokou koncentrací ozónu O₃ a CO, což lze přiřadit fotochemickým procesům v atmosféře – reakcím uhlovodíků a oxidů dusíku s emitovanými uhlovodíky z automobilové dopravy vlivem UV záření (obr. 9). Proto

má zdroj největší příspěvek v letních měsících (obr. 10). Druhý zdroj emituje As a SO₂ a jde zcela jistě o spalování uhlí v zimě (obr. 9 a 10). Třetí zdroj emituje zbylé kovy (Ni, Cu, Cd, Pb, Mn) a jde také o dopravu s konstantním vývojem s mírným podzimním zvýšením koncentrace (obr. 9 a 10). První a třetí zdroj lze považovat za totožné. Jejich rozdělení je způsobeno odlišnými podmínkami, zejména intenzitou slunečního záření, které způsobuje rozdílnou reaktivnost emitovaných polutantů během roku. Plynné polutanty NO₂, NO_x a SNO₃ nelze jednoznačně přiřadit do žádného zdroje. Podle modelu se na každém zdroji podílejí z 1/3. NO se dle modelu podílí 1/2 na druhém a třetím zdroji. CO nejvíce koreluje s vývojem ozonu a byl zařazen do prvního zdroje.

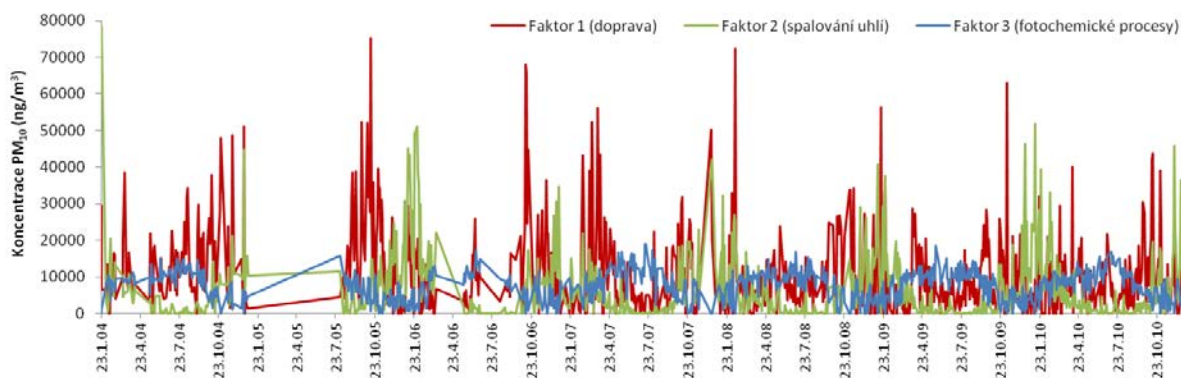
Vypočtené příspěvky zdrojů na znečištění vedou k následujícím závěrům: od března do října se na celkovém znečištění podílejí fotochemické procesy emisí z dopravy (průměrná koncentrace 48 % s maximy v létě až 90 %), spalování uhlí (průměrná koncentrace 40 %), průměrný podíl emisí kovů z dopravy je 12 %. Až čtyřnásobně vyšší celkové znečištění lze pozorovat od listopadu do února, kdy dominuje spalování uhlí s průměrným podílem 45 % s maximy až 80 % (obr. 7 a 8).



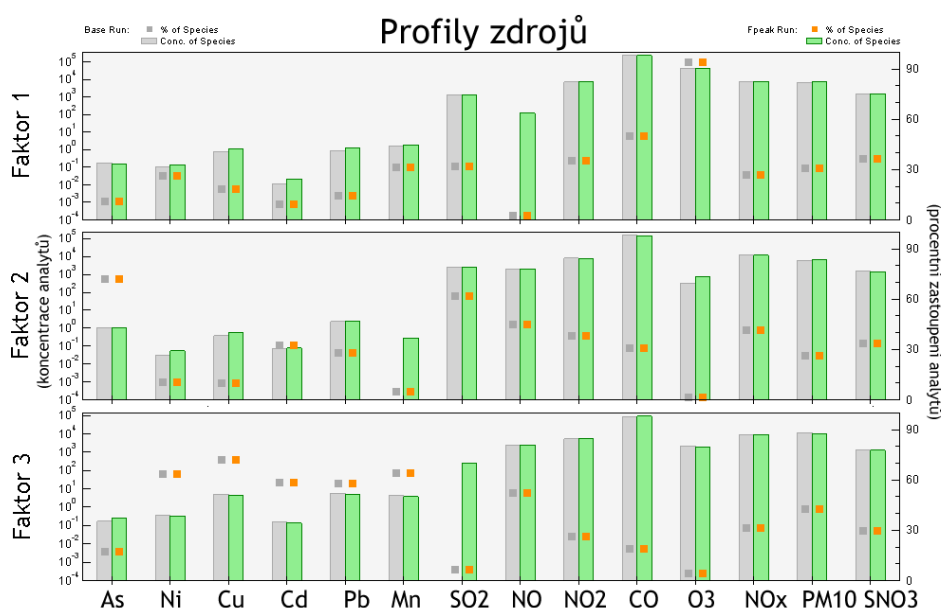
Obr. 6 Výsledky zpětné validace modelu se třemi faktory metodou bootstrap – 200 podvýběrů



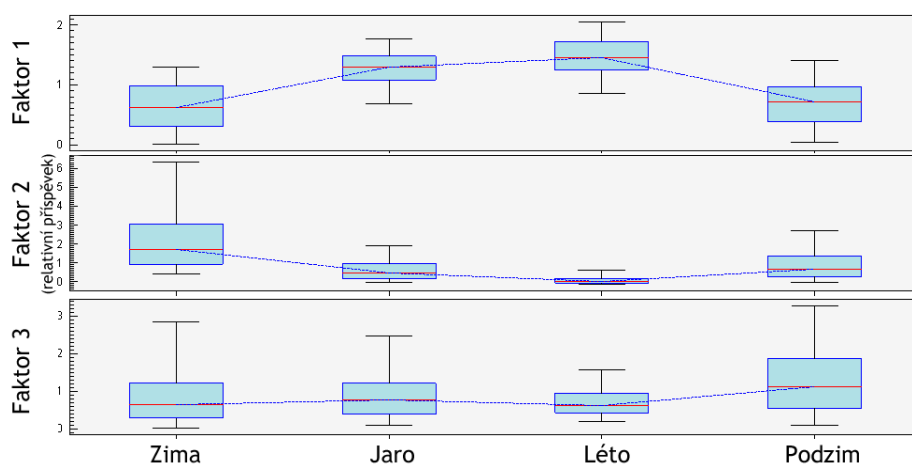
Obr. 7 Relativní příspěvek zdrojů (pře počet na 100 % emitovaného PM₁₀)



Obr. 8 Absolutní příspěvek zdrojů (koncentrace emitovaného PM₁₀)



Obr. 9 Profily zdrojů (faktor 1 - fotochemické procesy emisí z dopravy, faktor 2 - spalování uhlí, faktor 3 - automobilová doprava) před rotací faktorů (šedé sloupce a body) a po rotaci faktorů nástrojem Fpeak (zelené sloupce a žluté body). Profil je uveden v absolutních jednotkách (sloupce – logaritmické měřítko nalevo) a v relativních jednotkách (body – měřítko v procentech napravo).



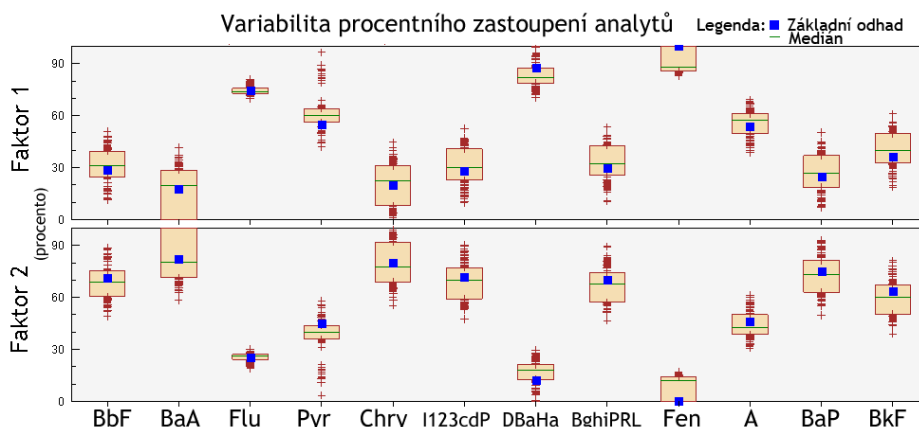
Obr. 10 Vývoj relativního příspěvku zdrojů (faktor 1 - fotochemické procesy emisí z dopravy, faktor 2 - spalování uhlí, faktor 3 - automobilová doprava) v průběhu roku.

Praha-Libuš (PAH)

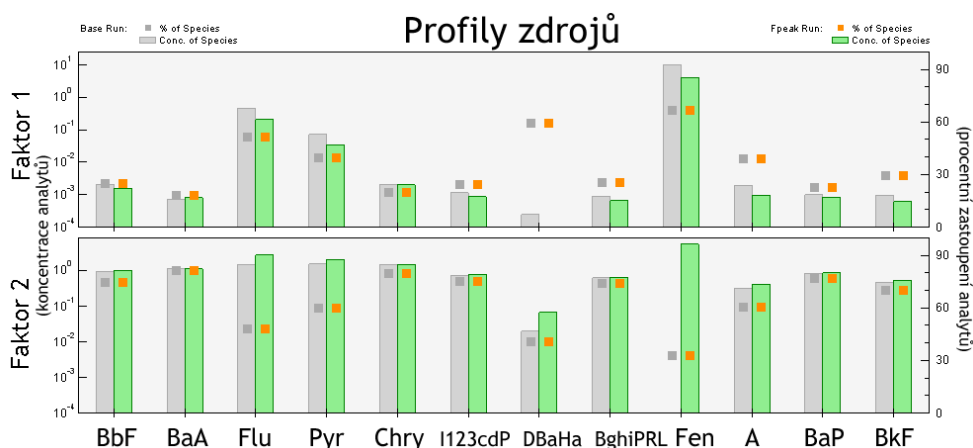
Při validaci modelu se dvěma faktory jsou všechny polutanty dobře přiřazovány do odpovídajících profilů, takže model se dvěma profily se zdá být vhodným pro analyzovaná data (obr. 11). Metodou PCA byl zvolen jen jeden faktor (vysvětleno 90 % variability). Z porovnání hodnot objektových funkcí $Q(\text{True}) = 1438$ a $Q(\text{Robust}) = 1438$ plyne, že model se dvěma faktory je robustní a není ovlivněn odlehkými hodnotami, které se objevují v koncentracích všech polutantů.

Polutanty lze pomocí PMF přiřadit ke dvěma samostatným zdrojům. Oba zdroje vykazují stejné změny koncentrací během roku: nízké koncentrace v létě a vysoké v zimě (obr. 13). Pyren nelze jednoznačně přiřadit do žádného zdroje, podle modelu se na jeho emisích podílí každý zdroj zhruba z 1/2. Zdroj 1 emituje fluoranten a fenantren, přiřazení DBaH a nelze považovat za směrodatné vzhledem k jeho velice nízkým koncentracím. Zdroj 1 nelze jednoznačně definovat. Možná se jedná o spalování plynu v lokálních plynových kotlích, které jsou v provozu převážně v zimních měsících. Pro potvrzení domněnky však chybí další podpurné analyty. Zbylé PAH byly zařazeny do druhého zdroje a zřejmě se jedná o spalování tuhých paliv (dřevo, uhlí) v rodinných domech (obr. 12 a 13).

U souboru PAH nelze stanovit relativní ani absolutní podíly profilů na celkovém znečištění, protože není znám referenční polutant potřebný pro výpočet. Takovým by mohl být organický uhlík (OC) nebo elementární uhlík (EC) použité mj. v Shrivastava a kol. (2007), Schauer a kol. (2000) nebo Zheng a kol. (2002).

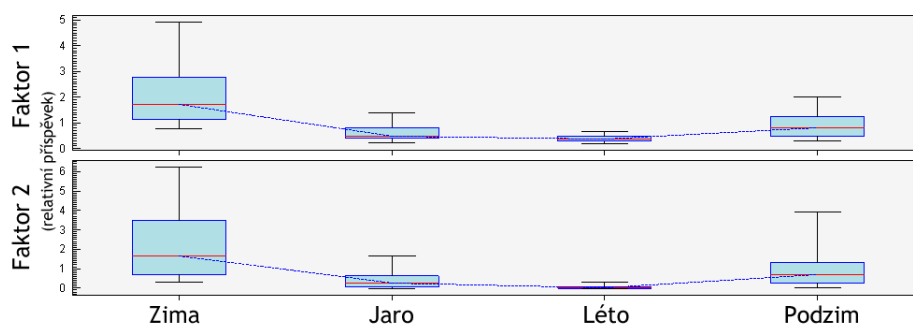


Obr. 11 Výsledky zpětné validace modelu se dvěma faktory metodou bootstrap – 200 podvýběrů



Obr. 12 Profily zdrojů (faktor 1, faktor 2 - spalování tuhých paliv) před rotací faktorů (šedé sloupce a body) a po rotaci faktorů nástrojem Fpeak (zelené sloupce a žluté body). Profil je uveden

v absolutních jednotkách (sloupce – logaritmické měřítko nalevo) a v relativních jednotkách (body – měřítko v procentech napravo).



Obr. 13 Vývoj relativního příspěvku zdrojů (faktor 1, faktor 2 - spalování tuhých paliv) v průběhu roku

Závěr

Metoda PMF umožňuje úspěšně a srozumitelně identifikovat a kvantifikovat zdroje znečištění z imisních dat v místě měření, pokud je k dispozici dostatečný počet analytů a dostatečné množství měření ideálně za delší časové období, ve kterém se projeví výkyvy zdrojů emisí. Metoda vyžaduje i znalost nebo odhad nejistot měření a je robustní při výpočtech zešikmených dat. K volbě počtu faktorů ve výsledném modelu lze využít postup zpětné validace, kdy vhodný model správně přiřazuje analyty k odhadnutým faktorům a rezidua nejsou příliš vysoká. Pokud je známa koncentrace referenčního polutantu, lze pomocí PMF kvantifikovat příspěvek zdroje (relativní i absolutní) v každém okamžiku měření. Změny příspěvku v čase spolu s odhadnutým profilem pomáhají k identifikaci zdroje znečištění.

Ve zkoumaných oblastech (Litoměřice a Praha-Libuš) se jako hlavní zdroje znečištění podařilo identifikovat spalování tuhých paliv v zimních měsících a dopravu v létě.

Poděkování

Studie vznikla díky vstřícnosti Zdravotního ústavu v Ústí nad Labem a pobočky Českého hydrometeorologického ústavu v Ústí nad Labem. Obě instituce poskytly data pro aplikaci PMF.

Seznam literatury

- HEBÁK, P., HUSTOPECKÝ, J., PECÁKOVÁ, I., PRŮŠA, M., ŘEZANKOVÁ, H., SVOBODOVÁ, A. a P. VLACH. (2007) *Vícerozměrné statistické metody* [3]. Praha: Informatorium, 2007. 271 s. ISBN 978-80-7333-001-9.
- HOPKE, K. P. (2000) *A Guide to Positive Matrix Factorization*. [Online] 8. 2. 2000. [cit. 2012-02-20]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/workshop/laymen.pdf>.
- LENÍČEK, J., KOVÁČ, M., SEKYRA, M., SYNEK, V., PLACHÁ, H. a D. RICHTEROVÁ. (2011) Polycyklické aromatické uhlovodíky v městském ovzduší jako markery imisního zatížení ze stacionárních a mobilních zdrojů. *Ochrana ovzduší*. 2011, č. 1, s. 7–14.
- LINGWALL, J. W. A W. F. CHRISTENSEN. (2007) Pollution source apportionment using a priori information and positive matrix factorization. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 2007, vol. 87, s. 281–294.
- MELOUN, M., MILITKÝ, J. a M. HILL. (2005) *Počítačová analýza vícerozměrných dat v příkladech*. Praha: Academia, 2005. 449 s. ISBN 80-200-1335-0.
- NORRIS, G., VEDENTHAM, R., WADE, K., BROWN, S., PROUTY, J., BAI, S., DeWINTER, J. a CH. FOLEY. (2009) *EPA Positive Matrix Factorisation (PMF) 4.0 Fundamentals and User Guide. Draft Version*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2009. 90 s.

- PAATERO, P. (1997) Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 1997, vol. 37, issue 1, s. 23–35.
- PAATERO, P. a K. P. HOPKE. (2003) Discarding or downweighting high-noise. *Analytica Chimica Acta*. 2003, vol. 490, s. 277–289.
- PAATERO, P. a U. TAPPER. (1993) Analysis of different modes of factor analysis as least squares fit problems. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 1993, vol. 18, issue 2, s. 183–194.
- PAATERO, P. a U. TAPPER. (1994) Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*. 1994, vol. 5, no. 2, s. 111–126.
- POLLISSAR, A. V., PAATERO, P., HOPKE, P. K., MALM, W. C. a J. F. SISLER, (1998) Atmospheric aerosol over Alaska 2. Elemental composition and sources. *Journal of Geophysical Research*. 1998, vol. 103, no. d15.
- REFF, A., EBERLY, I. S. a V. P. BHAVE. (2007) Receptor modeling of ambient particulate matter data using positive matrix factorization: review of existing methods. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2007, vol. 57, s. 146–154.
- SCHAUER, J. J. a G.R. CASS. (2000) Source Apportionment of Wintertime Gas-Phase and Particle-Phase Air Pollutants Using Organic Compounds as Tracers. *Environmental Science & Technology*. 2000, vol. 34, no. 9, s. 1821–1832.
- SCHAUER, J. J., ROGGE, W. F., HILDEMAN, L. M., MAZUREK, M. A. a G. R. CASS. (1996) Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmospheric Environment*. 1996, vol. 30, no. 22, s. 3837–3855.
- SHRIVASTAVA, M. K., SUBRAMANIAN, R., ROGGE, W. F. a A. L. ROBINSON, (2007) Sources of organic aerosol: Positive matrix factorization of molecular marker data and comparison of results from different source apportionment models. *Atmospheric Environment*. 2007, vol. 41, issue 40, s. 9353–9369.
- VELÍŠEK, J. (2007) Receptorové modelování. *Příloha časopisu Ochrana ovzduší*. 2007, leden.
- XIE, Y.-L., HOPKE, P. K., PAATERO, P., BARRIE, L. A. a S.-M. LI. (1999) Identification of Source Nature and Seasonal Variations of Arctic Aerosol By Positive Matrix Factorisation. *Journal of the Atmospheric Sciences*. 1999, vol. 56, s. 249–260.
- ZHENG, M., CASS, R. G., SCHAUER, J. J. a S. E. EDGERTON. (2002) Source Apportionment of PM_{2.5} in the Southeastern United States Using Solvent-Extractable Organic Compounds as Tracers. *Environmental Science & Technology*. 2002, vol. 36, no. 11, s. 2361–2371.

VYBRANÉ EKOSYSTÉMOVÉ FUNKCE A SLUŽBY NA VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ LUPKU NA Kladensku

SELECTED ECOSYSTEM FUNCTIONS AND SERVICES ON THE SPOIL HEAPS AFTER SHALE MINING IN THE Kladno AREA

Ondřej CUDLÍN, Emílie PECHAROVÁ, Alena ADLTOVÁ,

Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra aplikované ekologie, Kamýčká
129, Praha 6 - Suchbátka, 165 21.

Abstrakt

Byl zhodnocen stav a efektivnost odlišných typů rekultivací z hlediska plnění vybraných ekosystémových služeb (poskytování prostředí pro organizmy – “habitat provision“, klimatická služba, podpora malého vodního cyklu) na výsypce Babín a odvalu Jermanovo pole, vzniklých po těžbě lupku. Pomocí fytoecologických snímků byly studované výzkumné plochy přiřazeny k jednotlivým typům biotopů a následně do funkčních skupin biotopů. Výsledky byly porovnány s potenciálními klimaxovými vegetačními stádii na referenčních plochách Křivoklátska, které se nacházely do 5 km jižně od hodnocené výsypky a odvalu po těžbě lupku. Nízká míra poskytování služeb byla zjištěna u raných stádií sukcese a lesnické rekultivace na výsypce Babín. Naopak, lesní porosty na odvalu Jermanovo pole vykazovaly relativně vysokou míru poskytování ekosystémových služeb, podpořenou především výskytem polopřirozených lesních porostů, navazujících na lomový prostor. Nejvyšší míra poskytování všech tří testovaných ekosystémových služeb byla podle předpokladu zjištěna na referenční ploše Amálie, v biotopu hercynské dubohabřiny na Křivoklátsku.

Abstract

Status and effectiveness of different types of reclamation were assessed from the point of view of ecosystem services provision (habitat provision, climate regulation, support of small water cycle) in the spoil heap Babín and Jermanovo Pole, created after shale mining. Using phytosociological relevés the studied research plots were assigned to individual biotope types and consequently to functional biotope groups. The results were compared with potential climax vegetation sites in the Křivoklátsko area, which is located 5 km southward of the mining area. Low service provision was found in early stages of succession and forest reclamation on the spoil heap Babín. Forest stands in the spoil heap Jermanovo Pole showed a relatively high rate of ecosystem service provision, given by the higher forest vegetation diversity, occurred near the spoil heap. The highest levels of provision of all three ecosystem services were found in the forest habitat at the locality Amalie in the Křivoklátsko area.

Klíčová slova: *rekultivace, vegetace, ekosystémové funkce a služby*

Key words: *reclamation, vegetation, ecosystem functions and services*

Úvod

Těžbou nerostných surovin (hlubinnou, ale zejména povrchovou) ztrácí krajina kontinuitu relativně plynulého vývoje. Dochází k likvidaci ekosystémů, snížení biodiverzity, nevratným změnám reliéfu a k dočasnému úbytku zemědělské a lesní půdy (Pecharová a Hejný, 1998; Sklenička, 2003; Vráblíková, 2008; Trpáková a kol., 2009; Pecharová a kol., 2011).

V této studii se věnujeme problematice krajiny po těžbě vysoce žáruvzdorných jílovců - lupků. Lupek vznikl ze sopečného popela a zvětralých vyvřelin, které byly zaplavením vodou zaneseny pískem, a tím došlo k jejich zpevnění v horninu (Perglerová, 2008). Chemické složení lupku je směs oxidů

hliníku, křemíku a titanu (Krejčí, 1972). Provoz závodu pro těžbu a úpravu lupků „České lupkové a uhelné závody Nové Strašecí“ (ČLUZ) byl zahájen v roce 1958, ložisko permokarbonského lupku se těžilo hlubinně, později povrchově. V 60. a 70. letech 20. století byly vytvořeny dvě vnitřní výsypky, odval Jermanovo pole a výsypka Babín (Perglerová, 2008).

Bez ohledu na cíl a způsob rekultivace by výsledná krajina po ukončení revitalizace měla mít ekologickou a hydrologickou vyrovnanost, pozitivní estetickou hodnotu a možnost ekonomického využití (Jonáš, 1995a; Sklenička, 2003). Úspěšnost rekultivace je často závislá na tvaru založených výsypky a odvalů a na půdotvorných substrátech, navrstvených na jejich povrchu (Štýs, 1990; Pecharová a kol., 2011). Kromě v minulosti používaných metod rekultivace (Štýs, 1990) je možné využít i spontánní nebo řízenou sukcesí. Na základě našich výsledků se domníváme, že spontánní nebo řízená sukcese vytváří stanoviště s odlišným složením rostlinných společenstev, než které poskytují zemědělské a lesnické rekultivace. Podle Hodačové a Pracha, 2003; Pracha a Hobbse, 2008 a Pracha a kol., 2011, tato prostředí většinou slouží jako útočiště pro výskyt planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů a přispívají ke zvýšení biodiverzity při obnově narušeného území.

Lidská společnost a její ekonomika existenčně závisí na ekosystémech a na jejich životodárných funkcích a službách (MEA, 2005). Ekosystémové funkce, jako součást přirozených procesů, je možné charakterizovat jako schopnost ekosystémů poskytovat ekosystémové služby pro lidstvo (Chapin a kol., 2002; De Groot a Niemeijer, 2008;). Mezi hlavní ekosystémové služby patří služby podpůrné, zásobovací, regulační a kulturní (MEA, 2005). Trhem procházejí a jsou hodnoceny pouze zásobovací služby. Stále více je na základě vědeckých poznatků zřejmé, že lidstvo závisí primárně na podpůrných a regulačních službách, které jsou někdy nazývány životodárnými službami (Seják a kol., 2010). Podle Brussaarda (2006) je druhová diverzita rostlin často pokládána za nositele ekosystémových funkcí. Trenbath (1974) a Harper (1977) se domnívají, že se zvyšující se biodiverzitou se zvyšuje i produktivita ekosystému. Tato tvrzení potvrzují ve svých pokusech s polními plodinami Vitousek a Hooper (1993). Peněžní hodnota služeb ekosystémů je nekonečná a nelze ji tedy peněžně ocenit konečnou částkou. Je však možné oceňovat její nositele – biotopy, například na základě expertních přístupů a nákladových metod (Seják a kol., 2003).

Cílem práce bylo porovnat rozdíly v plnění ekosystémových funkcí a poskytování ekosystémových služeb mezi mladými rekultivovanými a nereakultivovanými plochami na výsypce Babín a porovnat starší rekultivovanou plochu na odvalu Jermanovo pole s obdobně starými přírodě blízkými porosty potenciálních klimaxových vegetačních stádií, které se vyskytovaly v zájmovém území před těžbou.

Metody

Charakteristika rekultivovaného území po těžbě lupku

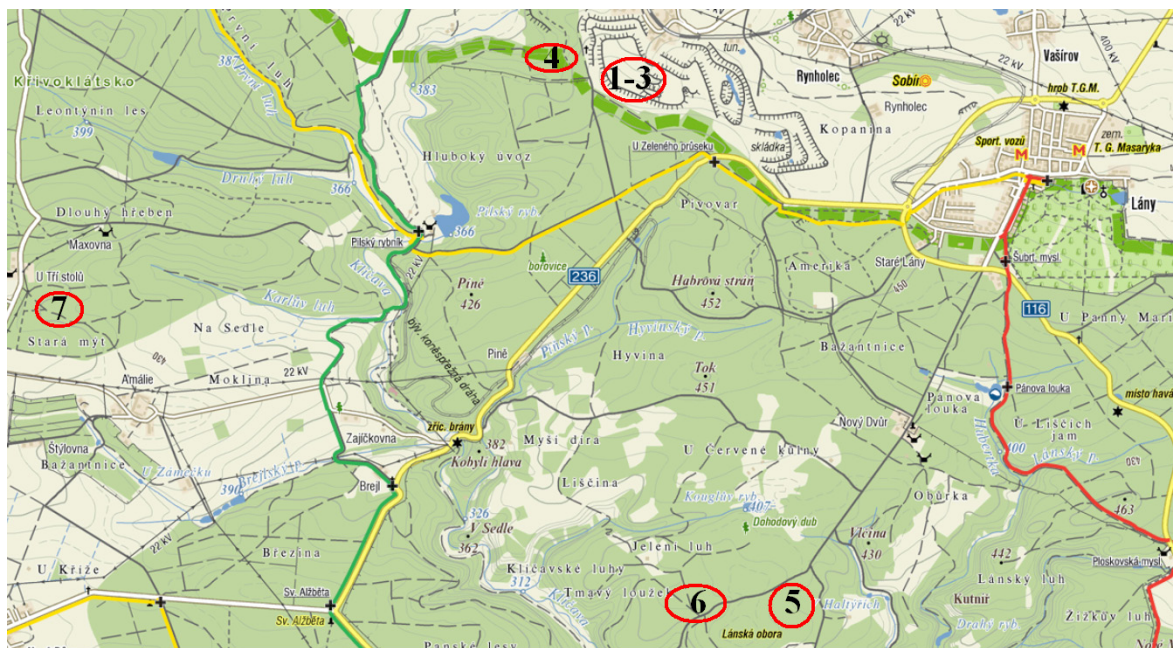
Sledované plochy patří do geografického celku Džbán, který náleží do Poberounské soustavy Českého masivu a výrazně přechází v Křivoklátský bioregion. Obě rekultivované plochy (výsypka Babín a odval Jermanovo pole) se nachází přibližně 2 km JV od města Nové Strašecí (obr. 1). Pro obě stanoviště jsou přirozenými vegetačními společenstvy acidofilní doubravy (Chytrý a kol., 2010).

Výsypka Babín vznikla ukládáním hlušiny po těžbě lupku v 60. – 70. letech 20. století. Horní plato výsypky je upraveno do roviny, koruna výsypky (7,5 ha) byla vytvořena deponiemi skrývkových zemin, opuky a pilin. Svahy byly terasovány (23 ha) a převrstveny různě silnou vrstvou ornice, mezi terasami jsou svahy bez orničního překryvu (Peták, 1983). Výsypka převyšuje okolní terén o 25 m. Provedené zemědělské a lesnické rekultivace nebyly příliš úspěšné (Adltová, 2009). Bez provedení asanačních opatření (úprava sklonitosti, výsadba melioračních rostlin) je většina svahů výsypky (23 ha) prakticky nereakultivovatelná, iničiální stadia vegetace silně omezuje intenzivní eroze. (Linhart, 1995).

Lomová pole o celkové výměře 17,3 ha vznikla na odvalu Jermanovo pole v 60. letech 20. století. Při rekultivaci došlo k převýšení původní výšky terénu o 20 m. Devastovaná plocha byla zavezena hlušinou a převrstvena ornici. Pokusy o lesnickou rekultivaci nebyly ze začátku úspěšné, a proto byla v roce 1964 plocha před opětovnou lesnickou rekultivací ještě jednou převrstvena ornici.

Charakteristika referenčního území Křivoklátska

Referenční plochy spadají do Křivoklátského bioregionu. Křivoklátsko bylo pro své vysoké přírodní hodnoty vyhlášeno 1977 organizací UNESCO biosférickou rezervací a následně, v roce 1978 bylo Ministerstvem kultury ČR vyhlášeno chráněnou krajinnou oblastí. Obě vybrané referenční plochy, Lánská obora (3000 ha) a bažantnice Amálie (500 ha), se nacházejí ve 3 zóně CHKO Křivoklátsko (obr. 1). Nejrozšířenějším biotopem jsou květnaté bučiny spolu s herecynskými dubohabřinami (Chytřý a kol., 2010).



Obr. 1. Rozmístění jednotlivých ploch (zdroj:www.mapy.cz)

Legenda: 1- 3 Babín, 4 - Jermanovo pole, 5 - 6 Lánská obora, 7 - Amálie

Charakteristika studovaných ploch

1. Plocha Babín, biotop XK4 - Pionýrská dřevinná vegetace nerekulťovaných antropogenních půd. Tento biotop se nachází na stanovišti velmi chudém na živiny, což není na této výsypce ojedinělé. V bylinném patře dominují druhy *Cirsium arvense*, *Elytriga repens*, *Melilotus albus*, v keřovém patře převažuje *Sambucus nigra* a *Rosa canina*. Stáří porostu je 10 – 12 let.
2. Plocha Babín, biotop X6.4 - Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny). V biotopu se vyskytuje pouze stromové patro s převahou vysazené borovice černé *Pinus nigra* (lesnická rekulťovice), stáří porostu je 10 – 12 let.
3. Plocha Babín, biotop X4.5 - Bylinné a křovinné porosty na opuštěných degradovaných haldách. Tento biotop je na testovaných plochách značně rozšířený. Na ploše Babín 3 v bylinném porostu dominuje *Rubus caesius*, keřové patro tvoří *Rosa canina* a *Sambucus nigra*, stáří porostu je 10 – 12 let.
4. Plocha Jermanovo pole, biotop L7.1 - Suché acidofilní doubravy. I přesto, že se jedná o přírodní biotop, ve kterém jsou zastoupena všechna vegetační patra, je tento biotop druhově chudý. Ve stromovém a keřovém patře převažuje dub letní (*Quercus robur*), v bylinném patře dominují druhy *Urtica dioica*, *Luzula sylvatica* a *Lamium album*. Stáří porostu je 80 let.
5. Plocha Lánská obora, biotop L5.1 - Květnaté bučiny. Ve stromovém a keřovém patře převažuje buk lesní (*Fagus sylvatica*), jedle bělokora (*Abies alba*) a smrk ztepilý (*Picea abies*), v bylinném patře dominují druhy *Mercurialis perennis*, *Luzula sylvatica* a *Avenella flexuosa*. Porost je starý 80 – 90 let.
6. Plocha Lánská obora, biotop L7.1 - Suché acidofilní doubravy. Ve stromovém a keřovém patře převažuje dub letní (*Quercus robur*) a bříza bílá (*Betula pendula*), v bylinném patře

se vyskytují druhy *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sylvatica*, *Poa nemoralis*. Stáří porostu je 80 – 90 let.

7. Plocha Amálie L3.1 - Hercynské dubohabřiny. Ve stromovém a keřovém patře převažuje *Quercus robur*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata* a *Corylus avellana*, v bylinném patře se vyskytuje *Fragaria vesca*, *Dactylis polygama* a *Viola reichenbachiana*. Porost je starý 80 – 90 let.

Hodnocení rekultivovaných a nerektivovaných ploch a přírodě blízkých porostů

Na základě stanovení rostlinné diverzity, služby poskytování prostředí pro organizmy a doplněním hodnot služeb klimatizační a podpory malého vodního cyklu podle metodiky Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů ČR, Seják (2010), byla porovnána jedna rekultivovaná plocha (10 – 12 let) se dvěma nerektivovanými plochami (10 – 12 let) na výsypce Babín. Na výsypce Jermanovo pole bylo možné vybrat pouze jednu starší plochu (cca 80 let), na které byla provedena lesnická rekultivace. Vzhledem k jejímu stáří a poloze na hranici CHKO Křivoklátsko, ji bylo možné porovnat s obdobně starými třemi plochami v CHKO Křivoklátsko.

Metodika výpočtu Hillova indexu diverzity a ekosystémové funkce „poskytování prostředí pro organizmy“

Na sedmi testovaných plochách 50x50m bylo v průběhu vegetační sezóny v roce 2009 provedeno vegetační mapování podpořené fytoocenologickým hodnocením. Byla zjišťována celková pokryvnost pater bylinného, keřového a stromového patra. Pokryvnosti jednotlivých druhů ve vegetačních patrech byly odhadnuty v procentech (Moravec a kol., 1994). Pro každou plochu byl následně stanoven Hillův index diverzity (Hill, 1973).

Hodnocení ekosystémové funkce poskytování prostředí pro organizmy bylo stanoveno na základě oceňování biotopů v České republice (Biotope Valuation Method – BVM). Ke každému biotopu byla přiřazena odpovídající bodová hodnota na základě následujícího vzorce (Seják a kol., 2003).

$$[(1 + 2 + 3 + 4) * (5 + 6 + 7 + 8) / 576] * 100 = \text{počet bodů (3–100)}$$

Legenda ke vzorci:

- 1 Zralost biotopu (body podle vývojového stáří formace a druhů)
- 2 Přirozenost typu biotopu (6 bodů zcela přirozený, 1 bod zcela antropogenní)
- 3 Diverzita struktur typu biotopu (6 bodů za všechna vegetační patra)
- 4 Diverzita druhů typu biotopu (body dle počtu všech přirozeně se vyskytujících druhů)
- 5 Vzácnost typu biotopu (body dle geografické a klimatologické ojedinělosti, četnosti a rozlohy)
- 6 Vzácnost druhů typu biotopu (body dle počtu vzácných a ohrožených druhů)
- 7 Citlivost = zranitelnost typu biotopu (body dle míry zranitelnosti změnou stanovištních podmínek)
- 8 Ohrožení typu biotopu (body dle závislosti na změně lidských aktivit)

Postup výpočtu míry poskytování ekosystémových služeb

Bodové hodnoty ekosystémové funkce poskytování prostředí pro organizmy jsou stanoveny pro průměrný biotop v rámci ČR; pro zpřesnění jsme použili individuální hodnocení biotopů podle metody BVM (Biotope Valuation Method) (Seják a kol., 2003), které zohledňuje: ontogenetickou zralost, přirozenost, nasycenost struktur, nasycenost druhů, nasycenost ohrožených a chráněných druhů a integritu biotopu vzhledem k okolní krajině. Metodu BVM je možné využít pro posouzení efektivity rekultivací z hlediska návratu biodiverzity do narušené krajiny. Výhodou této metody, oproti porovnání hodnoty biodiverzity, je finančně vyjádřená újma.

Upravenou bodovou hodnotu jsme vynásobili cenou za jeden bod (14,50 Kč), násobených plochou. Peněžní hodnota jednoho bodu byla odvozena z průměrných nákladů 130 vyhodnocených revitalizačních akcí v ČR na zlepšení 1 m² biotopu o jeden bod.

Hodnoty dalších dvou služeb (klimatizační a podpora malého vodního cyklu) byly převzaty z hodnocení těchto služeb pro 22 funkčních skupin biotopů podle metodiky Sejáka a kol. (2010). U výpočtu klimatizační služby autoři vycházeli z hodnot roční evapotranspirace jednotlivých skupin typů biotopů; tato hodnota byla nejprve vynásobena energií, která je potřebná k evapotranspiraci (1,4 kWh) a pak průměrnou cenou za vyrobenou 1 kWh (2,00 Kč). Podpora malého vodního cyklu byla vypočítána na základě velikosti transpirace vegetace pro každý typ ekosystému na jeden metr čtvereční za jeden rok, vynásobené cenou na výrobu 1 l destilované vody (2,85 Kč).

Plnění služby poskytování prostředí pro organizmy jsme vyjádřily v korunách na jeden metr čtvereční. Tato hodnota představuje celkovou hodnotu, kterou plní biotop po dobu celé své existence (kapitálová hodnota). U služeb klimatizační a podpory malého vodního cyklu bylo jejich plnění vyjádřeno v korunách na jeden metr čtvereční za rok, z důvodu každoroční obnovy poskytování těchto služeb.

Výsledky

Na ploše Babín byly fytoocenologické snímky provedeny pouze na ploše Babín 1 s výskytem biotopu XK4. Hillův index (6,2) zde dosahoval nejnižší hodnoty ze všech ploch. Nejvyšší hodnota diverzity, vyjádřena Hillovým indexem (9,7), byla zjištěna pro biotop L 3.1 – hercynské dubohabřiny na ploše Amálie. Tento biotop také poskytoval v nejvyšší míře všechny tři ekosystémové služby (poskytování prostředí pro organizmy, klimatizační službu a podporu malého vodního cyklu). Nejnižší hodnoty byly opět zjištěny na uměle vytvořeném stanovišti na výsypce Babín a na odvalu Jermanovo pole (Tab. 1.). Se zvyšující se biodiverzitou rostlinných druhů se zvyšovala i míra poskytování tří sledovaných ekosystémových služeb.

Na výsypce Babín poskytovaly plochy ponechané přirozené sukcesi (Babín 1 a 3) o něco vyšší službu poskytování prostředí pro organizmy než na ploše Babín 2, ale hodnoty služby klimatizační a podpora malého vodního cyklu byly pro všechny tři plochy na výsypce Babín stejné (Tab. 1). Lesnický rekultivovaná plocha Jermanovo pole poskytovala o něco nižší hodnotu služby poskytování prostředí pro organizmy, ale ostatní dvě služby dosahovaly stejných hodnot jako přírodě blízké porosty na třech plochách v CHKO Křivoklátsko.

Na plochách vzniklých po těžbě lupku převažovaly bylinné druhy s významným zastoupením synantropních a ruderálních druhů. Naopak na referenčních plochách na Křivoklátsku se vyskytovaly druhy typické pro přírodě blízké lesní porosty. Se stářím porostů se zvyšovala i míra poskytování všech tří ekosystémových služeb (Tab. 1).

Tab. 1. Hillův index diverzity a poskytování ekosystémových služeb na všech plochách

Plocha	Hillův index (plocha 0,25 ha)	Poskytování prostředí pro organizmy (Kč.m ⁻²)*	Klimatizační (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)	Malý vodní cyklus (Kč.m ⁻² .rok ⁻¹)
Babín 1 XK4	6,2	207	952	727
Babín 2 X6.4	-	145	952	727
Babín 3 X4.5	-	160	952	727
Jermanovo pole L7.1	7,8	511	1960	1710
Lánská obora L5.1	8,8	615	1960	1710
Lánská obora L7.1	9,1	552	1960	1710
Amélie L3.1	9,7	629	1960	1710

* U služby poskytování prostředí pro organizmy je uvedena kapitálová hodnota.

Diskuse

Z terénního průzkumu vyplývá, že diverzita rostlinných společenstev na odvalu Jermanovo pole je na rozdíl od výsypky Babín relativně vysoká. Hlavním důvodem vyšší diverzity na odvalu Jermanovo pole by mohla být přítomnost přírodě blízkých lesních společenstev a vhodnější úprava terénu; roli tu hraje i vyšší stáří výsypky. Na výsypce Babín navazují vysazené monokultury borovice černé (*Pinus sylvestris*) (Kratinová, 1996). Mezi další faktory, které mohou způsobovat nízkou biodiverzitu této plochy, patří chudý půdní substrát, sklon svahů a nevhodný druh rekultivačních výsadeb (*Pinus*

nigra) (Jonáš, 1995b). Náhorní plošina této výsypky je v důsledku neúspěšné zemědělské rekultivace porostlá především synantropními druhy *Cirsium arvensis*, *Artemisia vulgaris*, *Elytriga repens* a *Melilotus albus* (Kratinová, 1996). Jsme si vědomi, že není zcela metodicky vhodné porovnávat rekultivované a nerekulitované plochy na jedné výsypce a u druhé výsypky porovnat rekultivovanou plochu s plochami zcela mimo výsypku. Bohužel na výsypce Jermanovo pole se nám nepodařilo vybrat obdobně starou plochu ponechanou spontánní sukcesi. I přesto se domníváme, že porovnání rekultivovaných a přírodě blízkých ploch z hlediska poskytování vybraných služeb ekosystémů pro naši studii mělo význam.

Pokud by byly plochy Babín 2, a Jermanovo pole ponechány přirozené sukcesi, je pravděpodobné, že by se vyvíjely jako některé nerekulitované haldy po hlubinné těžbě uhlí na Kladensku. Výzkumná plocha Babín 2 by při ponechání přirozené sukcesi měla pravděpodobně vyšší biodiverzitu a také hodnotu služby poskytování prostředí pro organizmy, alespoň jako plochy Babín 1 a 3. Pravděpodobně by zde převažovaly pionýrské březové porosty, místy s výskytem nepůvodních akátin, přimíšenými druhy by byly *Populus tremula* a *Salix caprea* (Pyšek a Pyšek, 1989; Koutecká a Koutecký, 2006; Dvořáková, 2008). Také Vítková (2000) zaznamenala podobný vývoj sukcese na výsypkách po těžbě lupku u Nového Strašecí. Vítková (2000) popisuje, že často vznikají porosty s dominancí *Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos*, která vytváří porosty až s 90% pokryvností a blokuje další sukcesi. Další vývoj většinou postupně vede k lesíkům s dominancí dřevin *Betula pendula*, *Populus tremula* a *Salix caprea*, přičemž nejstarší studované porosty na výsypkách ČLUZ dosahují věku 30 let. I podle dalších studií má většina lokalit po těžbě nerostů v České Republice potenciál pro obnovu spontánní nebo řízenou sukcesi (Prach a Pyšek, 1998; Řehounek a kol., 2010, Prach a kol., 2011).

Oproti plochám na výsypce, jsou plochy v Lánské oboře a na Amálii stále ještě přírodní biotopy, vyskytující se v relativně stabilní kulturní krajině.

Výhodou metody oceňování biotopů BVM je praktická využitelnost a kombinace ekologické kvality se zjištěnými náklady na skutečně vykonanou revitalizaci a kompenzační opatření (Mezříčský, 2005). Ekonomické oceňování by mohlo pomoci přispět k zavedení kompenzací vlastníkům za sníženou možnost ekonomického využívání přírodních biotopů (např. ve vyhlášených evropsky významných lokalitách) a k posouzení ekologické újmy, vzniklé důlní činností a následnou rekultivací, která nevytvořila náhradní biotop o stejné hodnotě jako biotop původní. Tento přístup je možno aplikovat i při posuzování alternativního využití ekosystémů (EEB, 2008). V případě našeho výzkumu byly lesnickou rekultivací vytvořeny takové biotopy, které plnily služby klimatizační a podporu malého vodního cyklu stejně jako plochy ponechané spontánní sukcesi nebo přírodě blízké lesní porosty. Tento výsledek byl zjištěn na základě dat z metodiky Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky (Seják a kol., 2010). V případě přímého měření těchto dvou funkcí na sledovaných plochách je možné, že by se hodnoty od sebe do určité míry odlišovaly. Pouze služba poskytování prostředí pro organizmy, zjištěna individuálně pro každou plochu, byla o něco nižší na lesnicko rekultivovaných plochách oproti plochám nerekulitovaným, z důvodu nižší diverzity rostlinných druhů.

Závěr

Plochy ponechané přirozené sukcesi (Babín 1 a 3) a plochy s výskytem přírodě blízkého lesního porostu v CHKO Křivoklátsko poskytovaly o něco vyšší službu poskytování prostředí pro organizmy než lesnicko rekultivované plochy Babín 2 a Jermanovo pole. Tento stav byl způsoben o něco vyšší diverzitou rostlinných společenstev na nerekulitovaných plochách oproti plochám rekultivovaným. Při porovnání hodnot služby klimatizační a podpory malého vodního cyklu byly zjištěny stejné hodnoty pro plnění obou služeb pro nerekulitované, přírodě blízké porosty i rekultivované plochy. Z těchto výsledků je patrné, že vliv lesnické rekultivace měl vliv především na diverzitu rostlinných druhů, ale na poskytování klimatizační služby a služby malého vodního cyklu byl vliv o něco nižší diverzity rostlinných druhů zanedbatelný.

Nejvyšší hodnoty poskytování všech hodnocených služeb byly zjištěny na ploše Amálie na Křivoklátsku, reprezentované biotopem hercynské dubohabřiny. Nejnižší plnění služeb bylo stanoveno na výsypce Babín, kde převažovaly synantropní a ruderalní společenstva a degradované lesní porosty. Na této ploše byla zjištěna i nejvyšší ekologická újma pro službu poskytování prostředí pro orga-

nizmy (rozdíl mezi hodnotou před zásahem a po zásahu). Hlavními důvody byla přítomnost chudých neúživných půdních substrátů a nevhodná úprava svahů. Na výsypce Babín byl navíc zvolen i nevhodný způsob rekultivací, který má za následek výskyt ruderalních společenstev a degradovaných lesních společenstev. Naopak na odvalu Jermanovo pole byla hodnota služby poskytování prostředí pro organizmy oproti všem plochám na výsypce Babín vyšší. Vyšší hodnota této služby byla způsobena výskytem přírodního biotop L7.1, jehož výskyt nepochybně souvisí s existencí okolního lesního porostu s přírodě blízkou vegetací.

Z našich předběžných výsledků vyplývá, že zvýšení diverzity rostlinných druhů, například ponecháním některých ploch spontánní sukcesi na výsypce Babín, přispělo ke zvýšení služby poskytování prostředí pro organizmy, ale nemělo vliv na poskytování služby klimatizační a podpory malého vodního cyklu.

Poděkování

Práce byla podpořena projektem NPV2 - 2B08006 „Nové přístupy umožňující výzkum efektivních postupů pro rekultivaci a asanaci devastovaných oblastí“ a NAZV - QH-82106 „Rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí“.

Seznam literatury

- ADLTOVÁ, A. (2009) *Vegetace rekultivované části výsypky Babín s ohledem na výskyt plevelů*. Bakalářská práce, ČZU v Praze.
- EEB (2008) *Ekonomie ekosystémů a biodiverzity*. Evropská společenství, Lucemburk.
- BRUSSAARD, L., RUITER, P.C., BROWN G.G. (2006) Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 121, pp. 233–244.
- De GROOT, R.S., NIEMEIJER, D. (2008) A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* Vol. 8, pp. 393–408 .
- DVOŘÁKOVÁ, H. (2008) *Sukcese vegetace na Kladenských haldách*. Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta, JCU v Českých Budějovicích.
- HARPER, J.L. (1977) *Population Biology of Plants*. Academic Press, New York.
- HILL, M. O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* Vol. 54, pp. 427–432.
- HODAČOVÁ, D., PRACH, K. (2003) Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* Vol. 11, pp. 385–391.
- CHAPIN, F. S., ZAVALETA, E. S., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L., HOOPER, D. U., LAVOREL, S., SALA, O. E., HOBBIIE, S. E., MACK, M. C., DÍAZ, S. (2002) Consequences of changing biodiversity. *Nature* Vol. 405, pp. 234–241.
- CHYTRÝ M., KUČERA, T., KOČÍ, M. (2010) *Katalog biotopů České republiky*. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- JONÁŠ, F. (1995a) *Výhodnocení rekultivací v zájmovém území ČLUZ*. ČZU v Praze.
- JONÁŠ, F. (1995b) *Modelové řešení rekultivace výsypky Babín*. ČZU v Praze.
- KOUTECKÁ, V., KOUTECKÝ, T. (2006) *Sukcese na antropogenních stanovištích hornické krajiny Ostravsko-Karvinského revíru*. Zprávy České Botanické Společnosti, Vol. 41, pp. 117–124.
- KRATINOVÁ, M. (1996) *Geobotanické poměry a zhodnocení rekultivací výsypek ČLUZ*, Nové Strašecí. UK Praha.
- KREJČÍ, F. (1972) *200 let uhelné těžby na Rakovnicku*. ČLUZ n.p.
- LINHART, J. (1995) *Floristické a vegetační poměry deponií nadložních hornin a zemin Českých lupkových a uhelných závodů a.s., Nové Strašecí*. ČZU v Praze.
- MEA (2005) *Ekosystémy a lidský blahobyť: Syntéza*. COŽP UK Praha.

- MEZŘICKÝ, V. (2005) *Environmentální politika a udržitelný rozvoj*. Portál.
- MORAVEC, J. a kol. (1994) *Fytocenologie*, Academia, Praha.
- PECHAROVÁ, E., SVOBODA, I., VRBOVÁ, M. (2011) *Obnova jezerní krajiny pod Krušnými horami*. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.
- PECHAROVÁ, E., HEJNÝ, S. (1998) *Zhodnocení vybraných partií Velké podkrušnohorské výsypky z hlediska přirozených výskytů bylinných společenstev*. Průběžná zpráva, ENVI, o.p.s. Třeboň.
- PRACH, K., HOBBS, R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- PRACH, K., PYŠEK, P. (1998) *Dřeviny v sukcesi na antropogenních stanovištích*. Zprávy České Botanické Společnosti, Praha, Vol. 33, pp. 59–66.
- PRACH, K., ŘEHOUNKOVÁ, K., ŘEHOUNEK, J., KONVALINKOVÁ, P., 2011. Ecological Restoration of Central European Mining Sites: A Summary of a Multi-site Analysis. *Landscape Research*, Vol. 36, pp. 263–268.
- PERGLEROVÁ, E. (2008) *50 let existence ČLUZ*. Nové Strašecí, ČLUZ, 57 p.
- PETÁK, I. (1983) *Generel rekultivace*. Agroprojekt, Praha.
- PYŠEK A., PYŠEK P. (1989) Vegetation der Abbaudeponien in Böhmen: Veränderungen der Artenzusammensetzung im Verlauf der Vegetationsentwicklung. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* (Essen 1988), pp. 37–41.
- ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. (eds.) 2010 *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice, 172 p.
- SEJÁK, J., DEJMAL, I., PETŘÍČEK, V., CUDLÍN, P., MÍCHAL, I., ČERNÝ, K., KUČERA, T., VYSKOT, I., STREJČEK, J., CUDLÍNOVÁ, E., CABRNOCH, J., ŠINDLAR, M., PROKOPOVÁ, M., KOVÁŘ, J., KUPKA, M., SČASNÝ, M., ŠAFAŘÍK, M., ROUŠAROVÁ, Š., STEJSKAL, V., ZAPLETAL, J. (2003) *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav.
- SEJÁK, J., CUDLÍN, P., POKORNÝ, J., ZAPLETAL, M., PETŘÍČEK, V., GUTH, J., CHUMAN, T., ROMPORTL, D., SKOŘEPOVÁ, I., VACEK, V., VYSKOT, I., ČERNÝ, K., HESSLEROVÁ, P., BUREŠOVÁ, R., PROKOPOVÁ, M., PLCH, R., ENGSTOVÁ, B., STARÁ, L. (2010) *Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky*, FŽP UJEP.
- SKLENIČKA, P. (2003) *Základy krajinného plánování*. Praha.
- ŠTÝS, S. (1990) *Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů*. Praha, STNL.
- TRENBATH, B.R. (1974) Biomass productivity of mixtures. *Advances in Agronomy* Vol. 26, pp. 177–210.
- TRPÁKOVÁ, I., TRPÁK, P., SKLENIČKA, P., SKALOŠ, J., ENGSTOVÁ, B. (2009) *Historická krajina Sokolovska v zrcadle map stabilního katastru – rekonstrukce historického využívání krajiny*. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.
- VÍTKOVÁ, M (2000) *Geobotanické poměry výsypek ČLUZ Nové Strašecí*. Zprávy České Botanické společnosti, Praha, Vol. 34, pp. 213–235.
- VITOUSEK, P.M., HOOPER, D.U. (1993) *Biological diversity and terrestrial ecosystem Biogeochemistry*. In: SCHULZE E.D., MOONEY H.A. (eds.) *Biodiversity and Ecosystem Function*, pp. 3–14, Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- VRÁBLÍKOVÁ, J., BLAŽKOVÁ, M., FARSKÝ, M., JEŘÁBEK, M., SEJÁK, J., ŠOCH, M., BERÁNEK, K., JIRÁSEK, P., NERUDA, M., VRÁBLÍK, P., ZAHÁLKA, J. (2008) *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. II. část. Teoretická východiska pro možnost revitalizace území v modelové oblasti*. Ústí nad Labem, Univerzita J. E. Purkyně.

HISTORICKÁ GEOGRAFIA A GIS¹

HISTORICAL GEOGRAPHY AND GIS

Peter CHRASTINA

Univerzita Konštantína Filozofa, Filozofická fakulta, Hodžova 1, Nitra 949 74, Slovenská republika,
p.chrastina@azet.sk

Abstrakt

Stredno- a veľkomierkové mapy sú nielen súčasťou škály historických prameňov, ale zároveň predstavujú neoceniteľný zdroj informácií o charaktere kultúrnej krajiny konkrétneho územia vo zvolenom časovom horizonte. V historických vedách sa kartografické podklady využívajú nielen v historickej geografii (HG), ale tiež aj v rámci všeobecného historického výskumu. Jednou zo základných podmienok efektívneho využitia neraz unikátnych mapových diel je ich digitalizácia a implementácia do prostredia geografických informačných systémov (GIS) a následná interpretácia.

Príspevok si kladie za cieľ oboznámiť čitateľa s potenciálom GIS pre historickú geografiu a na príklade konkrétnych výstupov načrtnúť jeho potenciál pre HG výskum. „Tradičný“ spôsob archivácie kartografických podkladov a ich sprístupňovanie totiž negatívne ovplyvňujú fyzický stav máp. Digitalizácia starých máp preto predstavuje akúsi „poistku“ pred ich poškodením, príp. odcudzením alebo zničením; zároveň umožňuje tvorbu kartografickej databázy pre potreby základného i aplikovaného výskumu konkrétnej inštitúcie.

Abstract

Middle and large-scale maps do not only represent part of the plethora of historical sources, but also provide an invaluable source of information on the character of cultural landscape of a given territory over a selected time horizon. Cartographic documentation, besides its use in historical geography, has been increasingly employed also within the historical research. One of the basic conditions undermining the effective use of these many times unique map documents involves their digitalisation and implementation into the environment of geographical information systems (GIS) and their subsequent interpretation.

The aim of this paper is to familiarise the reader with the potential GIS has for historical geography. In fact, this phenomenon supports preservation of the old map originals or their accessibility in digital form (i.e. map server) for the lay and professional public who thus have the opportunity to make use of information contained in specific sources.

Kľúčová slova: mapy, GIS, historická geografia

Key words: maps, GIS, historical geography

Úvod

Stredno- a veľkomierkové mapy sú nielen súčasťou škály historických prameňov, ale zároveň predstavujú neoceniteľný zdroj informácií o charaktere kultúrnej krajiny konkrétneho územia vo zvolenom časovom horizonte. V historických vedách sa kartografické podklady² okrem historickej geografie stále viac využívajú aj v rámci všeobecného historického výskumu (napr. v regionálnej histórii). Jednou zo základných podmienok efektívneho využitia neraz unikátnych mapových diel je ich

1 Príspevok je súčasťou riešenia projektu č. 1/0208/12 (*Krajina a jej využívanie ako fenomén základného a aplikovaného historickogeografického výskumu*), podporovaného grantovou agentúrou VEGA

2 Okrem máp do tejto kategórie patria letecké a družicové snímky. O ich digitalizácii a analogickom využití v prírodných vedách bližšie napr. Boltziar – Olah (2009, s. 73-74), Olah et al. (2006, s. 31-32).

digitalizácia a implementácia do prostredia geografických informačných systémov (GIS) a následná interpretácia (Brúna – Křováková, 2006, s. 1–3).

Príspevok si kladie za cieľ oboznámiť čitateľa s potenciálom GIS pre historickú geografiu. Tento fenomén totiž podporuje zachovanie originálov starých máp, resp. ich sprístupnenie v digitálnej podobe (napr. na mapovom serveri) pre laickú i odbornú verejnosť, ktorá môže prakticky neobmedzene využívať informácie obsiahnuté v daných prameňoch.

GIS v historickej geografii

Environmentálo-kultúrnogeografická koncepcia historickej geografie (HG) uplatňuje pri výskume krajiny metodiky a metódy interdisciplinárnej povahy (bližšie Chrastina, 2009, 2010a, 2011, Lukáč – Chrastina, 2011). Tento vedný odbor pri štúdiu materialisticko-dialektických vzťahov v historickej krajine o. i. využíva informačnú databázu starých máp, resp. kartografických podkladov všeobecne (Chrastina, 2010b, s. 121–122).

„Tradičný“ spôsob archivácie máp a ich sprístupňovanie pre potreby konkrétneho výskumu negatívne vplyvajú na ich fyzický stav.³ Digitalizácia kartografických podkladov tak predstavuje akúsi „poistku“ pred ich poškodením, príp. odcudzením alebo zničením a zároveň umožňuje tvorbu kartografickej databázy. Sprístupnenie daných fondov – napr. na mapovom serveri (Brúna, 2010, s. 104)⁴ alebo multimediálnom CD, DVD,⁵ prispieva k lepšej informovanosti verejnosti o mapových zbierkach a zároveň podporuje rozvoj základného i aplikovaného výskumu konkrétnej inštitúcie (Tomas, 2006, s. 27).

Spracovanie máp v GIS a ich interpretácia

Prvým krokom prípravy podkladových materiálov (máp) pre spracovanie v GIS je ich **digitalizácia**, čiže prevod z analógovej („papierovej“) formy na digitálnu. Podľa Olaha et al. (2006, s. 31) mapy v digitálnej forme získame zoskenovaním farebných (čiernobielych) originálov, príp. kvalitných xerokópií v požadovanej kvalite (min. 300 dpi) a uložením vo formáte (*TIFF*, *JPG* a i.), ktorý je kompatibilný s používaným GIS softvérom. Na tento účel sa najčastejšie využívajú *ArcView GIS 3.2/3.3*, *ArcGIS 9.x*, a *ArcGIS 10*. Boltížiar (2007, s. 22), event. Boltížiar a Vojtek (2009, s. 28) upozorňujú na výhody predmetných softvérov, a to možnosť ich spustenia na platformách väčšiny bežných operačných systémov (*MS Windows XP*, *Vista*, *Unix* a pod.). Dôležitá je veľkosť skenera vzhľadom k veľkosti skenovanej mapy, aby sa následne nemuseli zoskenované časti spájať v grafickom editore (zvýšenie nepresnosti).

Ďalším krokom je priradenie geografických súradníc digitálnym mapám – **georeferencovanie**. Na tento účel slúžia moduly GIS uvedené na nástrojovej lište *Georeferencing* z programu *Arc GIS 9.x* alebo *Arc GIS 10*. Pri georeferencovaní sa používa systém, v ktorom bola mapa vytvorená, resp. projekčne najbližší systém. Na Slovensku sa pri vojenských mapách uplatňuje *S-42* alebo *S-JTSK* pre základné a tematické mapy (Olah et al., 2006, s. 31).

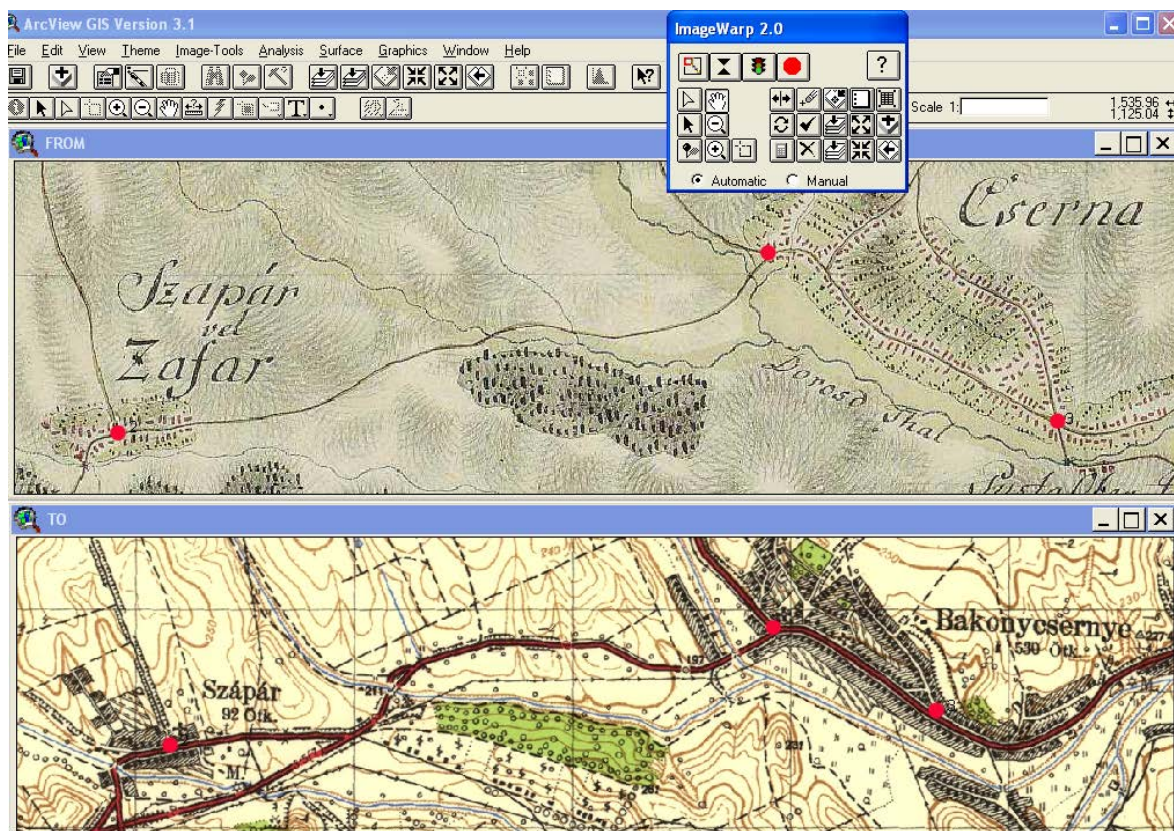
Pri georeferencovaní priradíme bodom na mape známe súradnice, a to v princípe dvoma spôsobmi. Prvý sa využíva, ak sú známe súradnice rohov mapového listu (z kladu mapových listov). Často však súradnice rohov nie sú známe a preto musíme nájsť na mape tzv. vlíčovacie (t.j. presne identifikovateľné) body, pri ktorých je známa ich zemepisná šírka/dĺžka, resp. súradnice získame priamym meraním v teréne pomocou GPS alebo odčítaním z už georeferencovanej mapy/máp. To znamená, že vlíčovacie/identické body sa dajú identifikovať v georeferencovanej (historickej) mape aj na referenčnej mape. Minimálny počet vlíčovacích bodov je 3, optimálny 5 až 10. Teória hovorí, že identické body by sa mali určovať na okrajoch transformovanej oblasti (skúmaného územia, príp. mapového listu alebo výrezu z mapového listu), pretože poloha bodov vo vnútri oblasti sa interpo-

3 Často ide o jedinečné exempláre máp zo 16. a 17. storočia alebo autorské originály.

4 <http://oldmaps.geolab.cz>

5 Príkladom sú mapové edície maďarského vydavateľstva ARCANUM (I. II. a III. vojenské mapovanie, Lipského mapa Uhorska a pod.)

luje (odchýlky sa zmenšujú), ale poloha bodov mimo sa extrapoluje (odchýlky sa zväčšujú). Tieto odporúčania však nemajú všeobecnú platnosť. Obr. 1 ukazuje, že v praxi ako vľicovacie body slúžia „stabilné“ miesta, ktoré svoju polohu nezmenili počas niekoľkých storočí (kostoly, križovatky ciest, kóty a pod.).



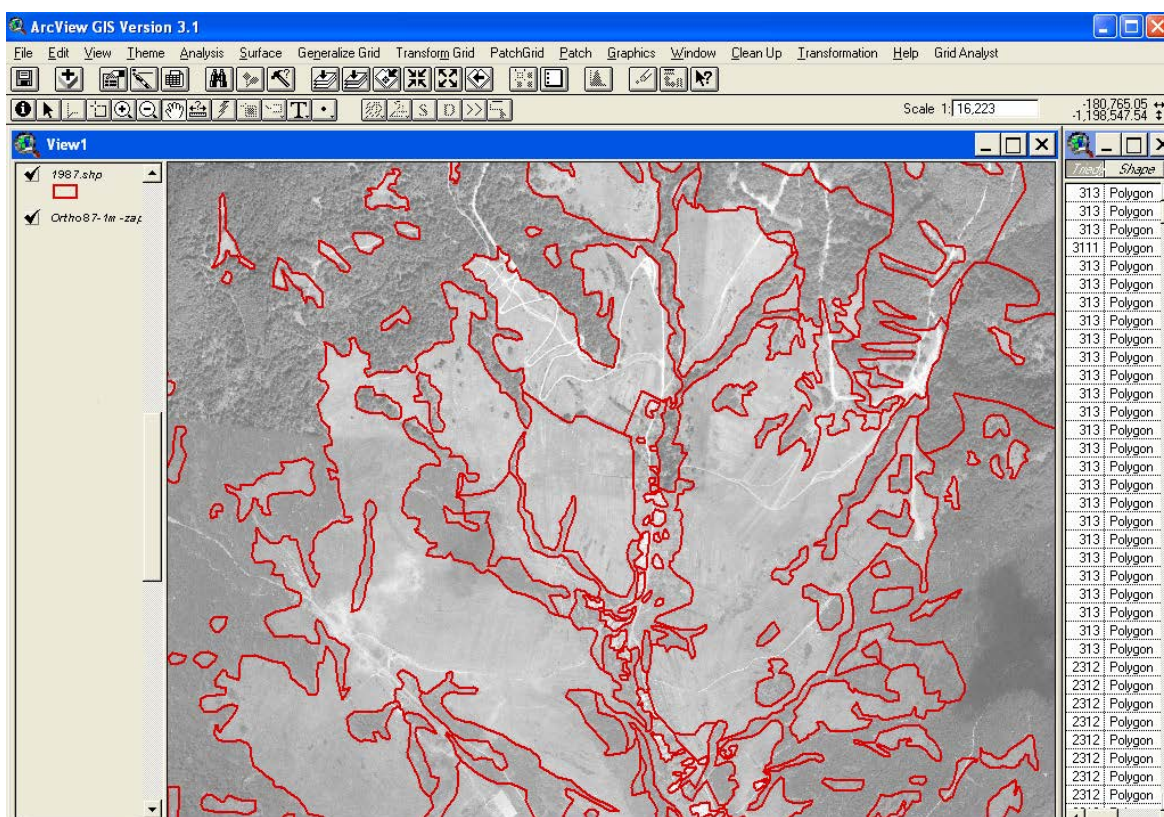
Obr. 1. Georeferencia mapy I. vojenského mapovania z r. 1782 v prostredí *ArcView GIS 3.1* pomocou vojenskej topografickej mapy z r. 1953 v súradnicovom systéme *S-42*. S využitím modulu *ImageWarp* bolo nájdených na každej mape viacero identických vľicovacích bodov, ktoré v danom prípade predstavovali križovatky ciest.

Zdroj: Boltížiar, M., Olah, B. (2009, s. 72)

Boltížiar a Olah (2009, s. 71) uvádzajú viacero metód transformácie. Jednoduchšie metódy mapu len umiestnia v súradnicovom poli a natočia o určitý uhol. Zložitejšie postupy kartografický podklad priestorovo deformujú, čo analogicky predpokladá väčší počet vľicovacích bodov. Presnosť uskutočnenej transformácie sa určuje výpočtom *RMS* (angl. *Root Mean Square*) chyby určujúcej priemernú odchýlku v referenčných bodoch a tým aj presnosť transformovanej mapy.⁶

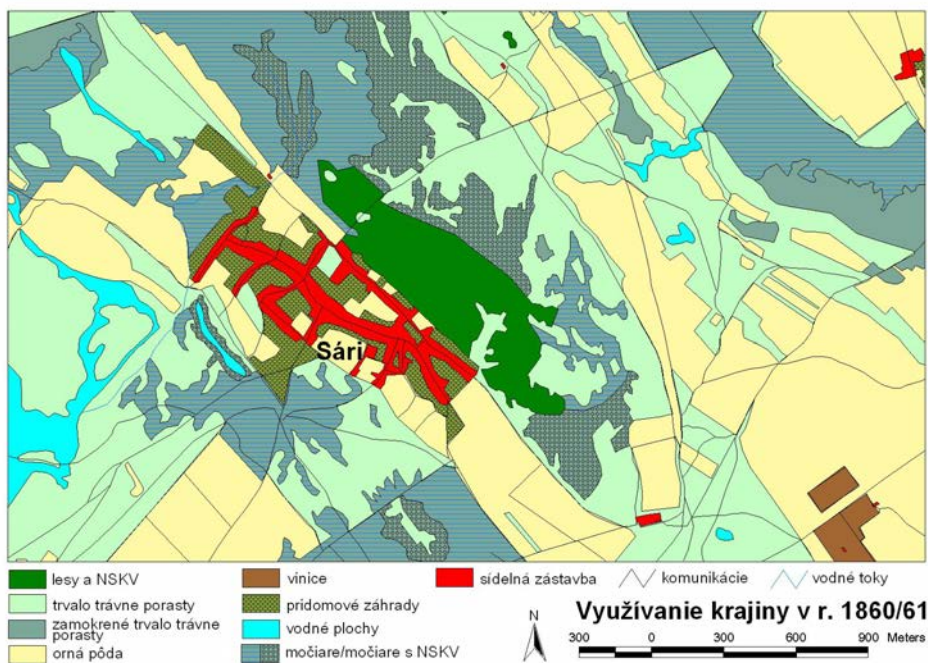
GIS je nástroj, ktorý po dôslednej príprave podkladových máp umožňuje rýchle a spoľahlivé priestorové analýzy v podobe tvorby tematickej mapy/máp. V súčasnom HG výskume sa často uplatňujú mapy s tematikou historického *land use/landscape use*. Ich tvorbe predchádza zostavenie interpretačného kľúča, vytvorenie legendy a predovšetkým vektorizácia polygónov reprezentujúcich konkrétnu triedu využitia krajiny – TVK (obr. 2). Vektorizácia alebo tiež digitalizácia priestorových údajov na mape sa realizuje v prostredí *ArcGIS* „oklikaním“ jednotlivých areálov ornej pôdy, viníc, komunikácií a pod. myšou priamo na obrazovke počítača (angl. *on screen*). Výsledkom **analogovej (vizuálnej) interpretácie máp** je kartografický výstup, konkrétne tematická mapa tried využívania krajiny (mapa 1), ktorá sa viaže na konkrétny časový horizont (definuje ho vročenie originálnej mapy).

⁶ *RMS* chyba pri georeferencovaní máp. I. vojenského mapovania sa zvyčajne pohybuje v intervale 0–100 m (nížiny, kotliny). V horskom prostredí vzdialenosť vľicovacích (identických) bodov narastá na cca 500 až 800 m. Presnosť máp II. a III. vojenského mapovania rastie na rádovo desiatky m.



Obr. 2. Digitalizácia priestorových údajov – polygónov reprezentujúcich TVK v prostredí ArcView GIS 3.1.

Zdroj: Boltížiar, M., Olah, B. (2009, s. 78)



Mapa 1. Land use (TVK) v r. 1860/61 (modelové územie Šára, Maďarsko)

Zdroj: Chrastina, P., Boltížiar, M. (2011, s. 254)

Okrem tvorby tematických máp GIS taktiež umožňujú kvantifikáciu údajov získaných v procese analógovej interpretácie. Ide najmä o plošné relácie TVK, ktoré umožňujú napr. exaktné porovnanie výmery mapovaných plôch s historickou databázou (tab.1).

Využitie digitálnych máp v historickej geografii (vybrané aspekty)

Digitálne mapy sú východiskom pre korektné HG analýzy a syntézy rôznej mierky a zamerania.

Inak statický charakter mapových podkladov rieši multitemporálna analýza; umožňuje relatívne ucelený pohľad na vývoj historického *land use/landscape use* v konkrétnych časových horizontoch (Oťahel – Feranec, 1995, Feranec, 1996). V praxi ide o štúdium dynamiky TVK v počítačovom prostredí GIS metódou superpozície (angl. *overlay*) tematických digitálnych máp v identickom súradnicovom systéme. V zmysle Chrastinu (2010b, s. 91) jeho hodnotenie vychádza z pozorovania plôch TVK v danom období a následného štatistického spracovania pomocou numerickej a grafickej analýzy (tab. 1, diagram 1)

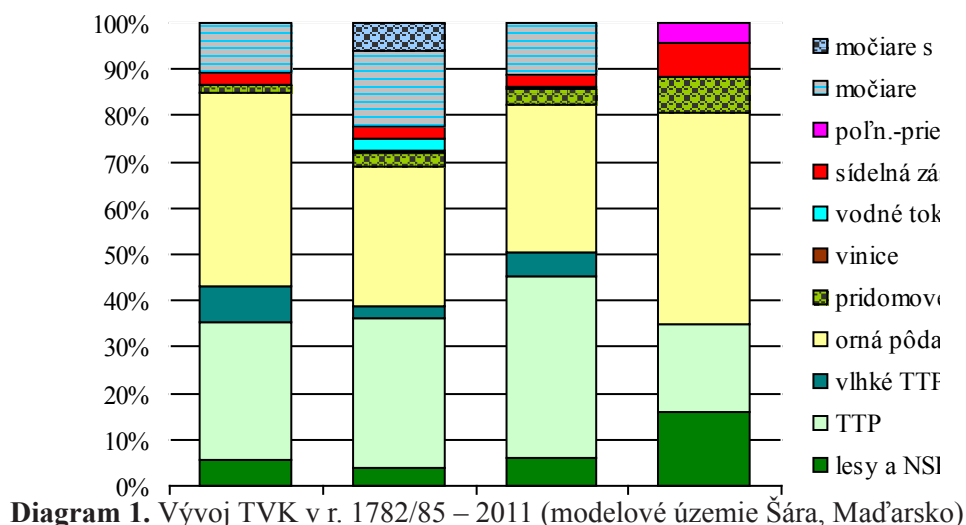
Tab. 1. Vývoj TVK v r. 1782/85 – 2011 (modelové územie Šára, Maďarsko)

Triedy využívania krajiny (TVK)		1782/85		1860/61		1882		2011	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
lesy a NSKV		49,7	5,7	34,4	4,0	51,6	5,9	139,4	16,1
trvalo trávne porasty (TTP)		259,0	29,8	281,5	32,4	342,7	39,5	162,2	18,7
zamokrené TTP		67,4	7,8	22,9	2,6	41,6	4,8		
orná pôda		362,5	41,7	261,5	30,1	277,2	31,9	397,2	45,7
trvalé kultúry	pridomové záhrady	12,8	1,5	24,3	2,8	29,8	3,4	67,3	7,7
	vinice	0,7	0,1	6,1	0,7	4,5	0,5		
vodné toky a plochy		1,6	0,2	20,6	2,4	0,2	0,0	1,1	0,1
sídelná zástavba		20,3	2,3	20,5	2,4	24,3	2,8	64,0	7,4
poľnohospodársko-priemyselné areály								37,3	4,3
močiare		94,5	10,9	144,6	16,6	96,6	11,1		
močiare s NSKV				52,1	6,0				
Spolu		868,5	100,0	868,5	100,0	868,5	100,0	868,5	100,0

Zdroj: Chrastina, P., Boltžiar, M. (2011, s. 252)

Záver

Cieľom príspevku bolo poukázať na význam spracovania starých máp v GIS a načrtnúť jeho potenciál pre HG výskum. „Tradičný“ spôsob archivácie kartografických podkladov a ich sprístupňovanie pre verejnosť negatívne vplyvajú na fyzický stav máp. Digitalizácia máp tak predstavuje akúsi „poistku“ pred ich poškodením, príp. odcudzením alebo zničením a zároveň umožňuje tvorbu kartografickej databázy pre potreby základného i aplikovaného výskumu konkrétnej inštitúcie.



Zdroj: Chrastina, P., Boltžiar, M. (2011, s. 252)

Zoznam literatúry

- BOLTIŽIAR, M. (2007) *Geografické informačné systémy pre geografov I*. FPV UKF, Nitra.
- BOLTIŽIAR, M., VOJTEK, M. (2009) *Geografické informačné systémy pre geografov II*. FPV UKF, Nitra.
- BOLTIŽIAR, M., OLAH, B. (2009) *Krajina a jej štruktúra (Mapovanie, zmeny a hodnotenie)*. FPV UKF, Nitra.
- BRŮNA, V. (2010) Cesta do Vídně aneb <http://oldmaps.geolab.cz> osm let poté. *Studia OECOLOGICA*, č. 2, s. 101–106.
- BRŮNA, V., KŘOVÁKOVÁ, K. (2006) Staré mapy v prostředí GIS a Internetu. *Sborník z konference GEOS 2006*. <http://www.igeos.cz/stranky/konference.htm>. (24.09.2009)
- FERANEC, J. (1996) Prístupy k analýze viac časových údajov diaľkového prieskumu zeme. *Geografický časopis*, č. 1, s. 3–11.
- CHRASTINA, P. (2009) Historical Geography in the 21st century. *Annales Univ. Apulensis. Series Historica 13*, s. 183–195.
- CHRASTINA, P. (2010a) Humanitné vedy a výskum krajiny. *Studia OECOLOGICA*, č. 2, s. 3–17.
- CHRASTINA, P. (2010b) Mapy v historickom výskume: význam, interpretácia a limity. *Prameň – jeho funkcia, význam, interpretácia a limity v historickom výskume*, s. 121–127.
- CHRASTINA, P. (2011). Difúzia kultúry a difúzne procesy v historickej geografii. Čriepky z dejín Slovenska zborník referátov z konferencie pri príležitosti 70. narodenín doc. PhDr. Idy Zubáckej, CSc. (Nitra, 27. november 2008), s. 170–184.
- CHRASTINA, P., BOLTIŽIAR, M. (2011) Vývoj využívania krajiny slovenskej enklávy Šára. *Materiálové príspevky ku kultúre a spôsobu života v Dabaši-Šáre*, s. 248–264.
- LUKÁČ, R., CHRASTINA, P. (2011) Výskum krajiny metódou profilov kultúrnokrajinných vrstiev. *KONTEXTY kultúry a turizmu*, č. 1, s. 17–26.
- OLAH, B. et al. (2006) *Vývoj využitia krajiny slovenských biosférických rezervácií UNESCO*. TU, Zvolen.
- OŤAHEL, J., FERANEC, J. (1995) Výskum zmien krajinnej pokrývky pre poznanie vývoja krajiny. *Geographia Slovaca 10*, s. 187–190.
- TOMAS, R. (2006) Digitální mapový archiv České geologické služby. *Historická geografie – Supplementum I.*, s. 26–38.