



Výskumný ústav pôdoznaectva
a ochrany pôdy, Bratislava



SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA

TRETIE PÔDOZNALECKÉ DNI v SR

Zborník referátov z vedeckej konferencie
pôdoznalcov SR

Jaroslava Sobocká, Pavel Jambor (Eds.)

Mojmírovce pri Nitre

22. – 24. jún 2004

Predslov

Nakoľko vážny a aktuálny je problém degradácie pôdy a poznanie jej dôsledkov na prírodné a životné prostredie bolo cieľom vedeckej konferencie pôdoznalcov s medzinárodnou účasťou „**Tretie pôdoznalecké dni na Slovensku – konanej v dňoch 22. – 24. júna 2004 v Mojmirovciach pri Nitre.** Je to v poradí tretia národná konferencia pôdoznalcov, ktorá bola organizovaná Slovenskou pôdoznaleckou spoločnosťou (Societas pedologica slovacae) v úzkej spolupráci s Výskumným ústavom pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave a Katedrou pedológie a geológie Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre. Rokovania sa zúčastnilo vyše 100 pôdoznalcov zo Slovenska, Českej republiky, Rakúska, Španielska, Maďarska a Poľska.

V jednotlivých tematických okruhoch sa diskutovalo viacero významných pálčivých tém:

- Súčasný vývoj pôdneho fondu, jeho úbytok, vplyv udržateľných sústav využívania zeme na degradáciu pôd a krajiny, nové prístupy v detekcii degradácie pôd a ich ochrane, ciele novozriadenej pôdnej služby, využívanie monitorovacích systémov pre predikciu napr. vývoja prístupných živín v pôde, zhutnenia, erózie a iných degradačných foriem pôd.
- Erózia bola definovaná ako jeden z dominantných degradačných fenoménov nielen poľnohospodárskej, ale aj lesnej pôdy, kde sa hovorilo dokonca o spustnutej krajine v dôsledku pôsobenia extrémnych erózných procesov. Zhutnenie pôd predstavuje ďalší degradačný fyzikálny jav v pôde, ktorého účinky dopadajú na produkciu biomasy poľnohospodárskych plodín. Diskutovali sa nové prístupy v redukcii týchto vplyvov na pôdu samotnú, vrátane limitov erózie.
- Kontaminácia a acidifikácia pôd sú hlavnými chemickými prejavmi degradačných procesov na pôde. Diskutovali sa ich príčiny a možné environmentálne dôsledky. Boli prezentované práce o kritických záťažach acidity a ťažkých kovov v lesných porastoch Slovenska, vývoj acidity poľnohospodárskych pôd Slovenska ako aj zmeny pôdných vlastností vplyvom priemyselných emisií.
- Pre identifikáciu degradovaných pôd sú dôležité ich mapové znázornenia i interpretácie získaných analytických výsledkov. Ich kvalita a presnosť ovplyvňuje ich ďalší postup riešenia pri zmierňovaní účinkov degradácie pôdy a krajiny. Vplyv rekultivačných ako aj a remediačných opatrení bol prezentovaný ako pozitívne i negatívne dopady na stav krajiny, napr. odvodňovacie meliorácie, využitie možností fytoextrakčných techník pri odstraňovaní kontaminovaných pôd, využitie organo-minerálnych komplexov pri remediácii poľnohospodárskych pôd a pod.

Celodenná pôdoznalecká exkurzia sa uskutočnila na Nitrianskej pahorkatine, konkrétne v lokalite Kľačany, kde bol demonštrovaný vplyv urýchlenej plošnej vodnej erózie na pôdny kryt. V hneď-zemnej oblasti na príklade troch pôdných profilov (tzv. erózo-akumulačná katéna) sa hodnotilo pôsobenie extrémnej plošnej vodnej erózie na diferenciáciu pôdneho krytu, čo spôsobuje výskyt rozdielnych pôdných jednotiek, rozdielnu stavbu a vlastnosti pôdných profilov na jednom hore.

Druhou zastávkou bola prírodná rezervácia Žitavský lúh s demonštráciou pôdneho profilu čierne modálnej, kde sa ilustroval význam chránených území v poľnohospodársky intenzívne obrábanej krajine. Poslednou zastávkou bolo Arborétum v Mlyňanoch, ktorej expozícia drevín takmer z celého sveta zaujala predovšetkým našich zahraničných účastníkov.

Záverom si dovoľujem poďakovať organizátorom konferencie za perfektné zvládnutie svojich postov ako aj Prof. RNDr. P. Bielekovi, DrSc., riaditeľovi VÚPOP a Doc. Ing. A. Zaujecovi, CSc. za pomoc a podporu pri organizácii konferencie.

Jaroslava Sobocká

Content

	Predslov	1
JAROSLAV ANTAL, TOMÁŠ ŠTREIT	Povrchový odtok a vodná erózia v k. ú. Koliňany, okres Nitra v roku 2003 Surface Outflow and Soil Erosion in the Cadastre of Koliňany, District Nitra in 2003	9
JAROSLAV ANTAL, MARTINA MACEKOVÁ	Zmeny zrnitostného zloženia povrchovej vrstvy pôdy pod porastom slnečnice ročnej v roku 2003 Soil Surface Layer Composition Textural Changes Under the Sunflower Cover in 2003	15
BARBORA BADALÍKOVÁ	Vliv agrotechnických opatření na vodní erozi půdy Agrotechnical Measures Effect on Soil Water Erosion	23
ZOLTÁN BEDRNA	Mimoprodukčné funkcie pôd SR a negatívna antropizácia Extra-productive Functions of Soils in Slovak Republic and Negative Anthropization	27
GABRIELA ČEMANOVÁ	Viacnásobný stres pôdneho prostredia ako príčina zhoršeného zdravotného stavu smreka na Martinských holiach Soil Environment Multiple Stress as a Reason of Deteriorated Health Condition of Spruce on Martinské Hole	33
JÁN ČURLÍK	Chemická degradácia pôd, jej príčiny a možné environmentálne dopady na Slovensku Chemical Degradation of Soils, its Causes and Possible Environmental Impact in Slovakia	41
	<i>(kľúčový referát, téma III – Kontaminácia, acidifikácia a ostaté formy chemickej degradácie)</i>	
JANA DUFKOVÁ	Využití erozně klimatického faktoru ke stanovení ohroženosti půdy větrnou erozí Erosion Climatic Factor Use for Determination of Soil Vulnerability by Wind Erosion	53
ONDREJ ĎURŽA	Využitie pôdnej magnetometrie pri štúdiu kontaminácie pôd ťažkými kovmi Soil Magnetometry Use at Study of Soil Contamination by Heavy Metals	61
NADĚŽDA FASUROVÁ, ROMANA BÁRTKOVÁ, HANA ČECHLOVSKÁ	Fluorescenční spektroskopie huminových kyselin izolovaných z Jihomoravského lignitu Fluorescent Spectroscopy of Humine Acids Insolated from the South-moravian Lignite	67
KAREL FIALA, DUŠAN MIKLOVIČ	Vplyv vysokého stupňa pôdnej kontaminácie na transport a kumuláciu rizikových mikroprvkov (Cd, Pb a Zn) v nadzemnej hmote láskavca Effect of High Soil Contamination on Risk Microelement Transport and Accumulation (Cd, Pb and Zn) in Overhead Mass of Amaranth	71
JUAN CARLOS GARCÍA-GIL, ALFREDO POLO, JOSEF KOBZA	Microbiological and Enzymatic Biomarkers for Soil Monitoring Mikrobiologické a enzymatické biomarkery pri pôdnom monitoringu	77
ERIKA GÖMÖRYOVÁ	Zmeny niektorých pôdnych vlastností v súvislosti s ťažbou a približovaním dreva Some Soil Properties Changes Connected with Wood Exploitation and Getting Near	87

JURAJ GREGOR, EDUARD BUBLINEC, VILIAM PICHLER	Antropogénna kontaminácia lesných pôd ako príčina ich chemickej degradácie Anthropogenic Contamination of Forest Soils as a Cause of Their Chemical Degradation	95
JÁN HALAS	Prieskum pôdnej kompaktie na vybranom hone ornej pôdy metódou penetrometrie Soil Compaction Survey within a Selected Arable Field by Penetrometric Measurement	99
IVO HARTMAN, JAN HRUBÝ, BARBORA BADALÍKOVÁ	Využití světlíce barvířské (Carthamus tinctorius L.) a slézu krmného (Malva verticillata L.) pro remediaci půd kontaminovaných těžkými kovy Utilization of the Saflor (Carthamus Tinctorius L.) and Mallow (Malva Verticillata L.) in Remediation of Soils Contaminated by Heavy Metals	105
J. HORÁČEK, L. KOLÁŘ, R. LEDVINA, V. ČECHOVÁ, J. HŘEBEČKOVÁ	Degradace agrochemických vlastností kambizemí v oblasti Šumavy Agrochemical Properties Degradation of Cambisols in Šumava Region	109
LUBOMÍR JURKOVIČ, JOZEF VESELSKÝ, MAREK KOHÚT, MICHAL JAJCAJ	Environmentálno-geochemický prieskum pôd širšieho okolía ložísk Pezinok – Pernek v Malých Karpatoch Environmental-geochemical Soil Survey of the Surrounding Deposits Pezinok – Pernek in Male Karpaty Mts.	117
JOZEF KOBZA	Soil Monitoring System of Slovakia and its Implementation into the Integrated European Soil Monitoring System Systém monitorovania pôd na Slovensku a jeho implementácia do integrovaného európskeho monitorovacieho systému	125
RADKA KODEŠOVÁ, JOSEF KOZÁK, OLDŘICH VACEK	Herbicides Transport in the Soil Profile Transport herbicidů v půdním profilu	129
DANA KOTOROVÁ, RASTISLAV MATI, BOŽENA ŠOLTYSOVÁ	Zhutnenie pôdy vplyvom jej obrábania Soil compaction by influence of its cultivation	135
JÁN KUKLA, IVANA HAVRANOVÁ	Obsah škodlivých elementov v pôdach A bylinách nudálnej bučiny ovplyvnenej imisiami hliníkárne The Contents of Harmful Elements in the Soil and Herbs of Nudal Beech Stand as Influenced by the Imissions of Aluminum Plant	141
E. KUNZOVÁ, Z. BARTOŠOVÁ, V. BAIEROVÁ, D. LEDVINKOVÁ	Vývoj obsahu živin v půdě při různém způsobu hospodaření Development of Soil Nutrients Content at Different Farming Treatment	149
E. KUNZOVÁ, Z. BARTOŠOVÁ, V. BAIEROVÁ, D. LEDVINKOVÁ	Vliv stanovištních podmínek na stav živin v půdě Effect of Site Conditions on Soil Nutrient Status	153
RICHARD LAZÚR, BEÁTA BEREČOVÁ, DARINA REBIČOVÁ	Využitie informácií o pôde a pôdny prieskum pri pozemkových úpravách Use of Soil Information and Survey at Land Consolidation	159
VÁCLAV MACHÁČEK	Monitoring of Time Changes of Available Phosphorus Content with the Help of P-MOTICH Model Monitoring časových zmien obsahu prístupného fosforu pomocou P-MOTICH modelu	165

VÁCLAV MACHÁČEK	Calculation of Time Changes of Available Potassium Content with the Help of K-MOTICH Model Výpočet časových zmien obsahu prístupného draslíka pomocou modelu K-MOTICH	171
JARMILA MAKOVNÍKOVÁ	Acidifikačné trendy poľnohospodárskych pôd Slovenska, stav a vývoj indikátorov acidifikácie Acidification Trends of the Farmland of Slovakia, Status and Development of Acidification Indicators	175
G. BARANČÍKOVÁ, M. MADARAS, J. MAKOVNÍKOVÁ, M. KLUČÁKOVÁ, M. PEKAŘ, K. DERCOVÁ	Možnosti využitia organo-minerálneho komplexu pri remediácii poľnohospodárskych pôd Organo-mineral Complex Use Possibilities at Farmland Remediation	183
RUDOLF MIDRIAK	Od erózneho ohrozenia po spustnuté pôdy Slovenska From Erosion Risk to Devastated Soils of Slovakia	193
	<i>(kľúčový referát, téma II – Pôdna erózia a ostatné formy fyzikálnej degradácie pôd)</i>	
DUŠAN MIKLOVIČ	Absorpcia a translokácia ťažkých kovov rastlinami pestovanými na kontaminovanej pôde Heavy Metals Adsorption and Translocation by Plants Growing on Contaminated Soil	201
JOZEF MINĐÁŠ, PAVEL PAVLENDÁ, VLADIMÍR KUNCA, JAROSLAV ŠKVARENINA, DUŠAN ZÁVODSKÝ	Results of Critical Loads Assessment of Acidity and Heavy Metals for Forest Soils in Slovakia Hodnotenie výsledkov kritických záťaží kyslosti a ťažkých kovov na lesných pôdach Slovenska	207
OTHMAR NESTROY	Natural Soils and Degraded Soils – a Contrast? Prírodné pôdy a degradované pôdy – je to kontrast?	213
PAVEL NOVÁK	Pozitivní a negativní dopady odvodňovacích a rekultivačních úprav Positive and Negative Impacts of and Drainage Recultivation Measures	217
MARTINA NOVÁKOVÁ, RASTISLAV SKALSKÝ	Analýza reliéfu ako podklad pre pôdny prieskum zameraný na mapovanie zmien štruktúry pôdneho krytu spôsobených eróznou-akumulačnými procesmi Relief Analysis as a Background for Soil Survey Oriented to Mapping of Soil Cover Structure Changes Caused by Erosion-accumulation Processes	221
JIŘÍ OBRŠLÍK	Antropogenní vlivy v podhůří Žďánického lesa Anthropogenic Influences in the Sub-mountains of Ždanice Forest	231
PAVEL PAVLENDÁ, JOZEF IŠTOŇA	Zakyslenie lesných pôd severozápadného Slovenska a účinky ich vápnenia Forest soil acidification in north-western Slovakia and their liming effects	239
EDUARD POKORNÝ, VÍTĚZSLAV VLČEK, RADOMÍRA STRÁLKOVÁ	Dynamika zásoby vody v ornici a podorníci vybraných osevních sledů Dynamics of Water Supply in Topsoil and Subsoil Caused by Cereals Grown in Crop Rotations	245
VLADIMÍR HUTÁR, KATARÍNA POLTÁRSKA	Centrálne koncepty regiónu Chvojnická pahorkatina ako výsledok ehierarchickej klasifikácie základných pôdných parametrov A-horizontu Central Concepts of the Chvojnická pahokatina as a Result of Non-hierarchical Classification of A-horizon Basic Parametres	251

LUBICA POSPÍŠILOVÁ, EDUARD POKORNÝ, EVA NAVRÁTILOVÁ	Kvalita pôdy pod monokulturou ječmene Soil Quality Under Barley Monoculture	257
RASTISLAV SKALSKÝ, JURAJ BALKOVIČ	Hodnotenie potenciálu informačného systému o pôde na príklade modelovania environmentálnych funkcií pôd Soil Information System Potential Assessment on Example of Soil Environmental Functions Modeling	263
VERONIKA SMETKOVÁ, BOHUMIL DOČEKAL, HANA DOČEKALOVÁ	Stanovení biodostupné frakce kovů technikou difúzního gradientu v tenkém filmu Determination of Bioavailable Metal Fraction by the Technique Diffusion Gradient in thin Film	273
MILOŠ STANKOVIANSKY	Historický vývoj výmoľovej siete v podmienkach Slovenska Historical Development of Gully-net in the Conditions of Slovakia	279
JÁN STYK	Vplyv erózie na priestorovú heterogenitu humusu a prístupného fosforu v pôde Erosion Effect on Spatial Heterogeneity of Available Humus and Phosphorus in Soil	287
NORA SZOMBATHOVÁ, JURAJ CHLPÍK, ANTON ZAUJEC, ERIKA TOBIAŠOVÁ, JÁN PRÁČ	Vlastnosti pôdy prírodnej rezervácie Žitavský luh Soil Properties of the Žitavský Luh Natural Reservation	295
BOŘIVOJ ŠARAPATKA, PAVEL DLAPA, MILAN BUSSINOW	Vztah mezi retencí fosforu a acidifikací lesních půd Relations between Phosphorus Retention and Acidification of Forest Soils	303
RUDOLF ŠÁLY	Príspevok k zloženiu pôdných karbonátov Contribution to Composition of Soil Carbonates	309
MILOŠ ŠIRÁŇ	Zhutnenie pôdy a jeho vývoj Soil Compaction and its Development	317
BOŽENA ŠOLTYSOVÁ, RASTISLAV MATI, DANA KOTOROVÁ	Stav chemických vlastností pôd na Východoslovenskej nížine The Status of Chemical Properties of Soil on the East-Slovakian Lowland	323
BOHUMIL ŠURINA, JAROSLAVA SOBOCKÁ	Vývojové rady pôd v krajine Development Soil Series in the Landscape	329
ANNA ŚWIERCZ	Content of Heavy Metals in Soil Profiles at Promnik Dumping Grounds (South Poland) Obsah ťažkých kovov v pôdných profiloch na skládke v Promiku (Južné Poľsko)	333
MARTINA TOBIÁŠOVÁ	Význam štúdia využitia zeme pri mapovaní urbánnych pôd Significance of Land Use Study at Urban Soils Mapping	339
JÁN TOMÁŠ, ALENA VOLLMANNOVÁ, TOMÁŠ TÓTH, LADISLAV LAHUČKÝ	Hodnotenie potenciálu bioprístupnosti ťažkých kovov v pôdach použitím rôznych extrakčných činidiel Assessment of Heavy Metals Bioavailability Potential in Soils by Use of Various Extraction Agents	345
ZDENĚK TOMIŠKA	Degradace půdy vlivem zhuštění Soil Degradation Involved by Compaction	351

STANISLAV TORMA, JÁN HALAS	Úbytok organickej hmoty v pôde ako prejav chemickej degradácie pôdy Soil Organic Mass Decrease as Soil Chemical Degradation Expression	355
LADISLAV TUŽINSKÝ	Režim vlhkosti a využiteľnej vody v pôdach pod lesnými ekosystémami slovenska v podmienkach meniacej sa klímy Soil Water Regime and Available Water Dynamics in the Forest Ecosystems of Slovakia Under Climate Change	361
LADISLAV TUŽINSKÝ	Vplyv meteorologických činiteľov na dynamiku vlhkosti pôdy a zásoby využiteľnej vody v dubovom ekosystéme Meteorological Factors Effect on Soil Moisture Dynamics and Utilizable Water Supplies in Oak Ecosystem	367
RADIM VÁCHA, VIERA HORVÁTHOVÁ, MARKÉTA VYSLOUŽILOVÁ	Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany v zemědělských půdách ČR Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Czech Republic Farmland	373
RADKA VÁCHALOVÁ, JAN VÁCHAL, JAN HORÁČEK	Možnosti indikace a projekce degradačních parametrů u těžkých a zhuťných půd Possibilities of Identification and Projection of Degradation Parameters for Heavy and Compacted Soil	379
GYÖRGY VÁRALLYAY	Extreme Soil Moisture Regime as Reason and/or Consequence of Soil Degradation Processes Vplyv extrémneho vlhkového režimu ako príčina alebo dôsledok pôdnych degradačných procesov	385
JOZEF VILČEK	Dopad vodnej erózie na produkciu biomasy poľných plodín Water Erosion Impact on Field Crops Biomass Production	395
KAREL VOPLAKAL, JITKA LAGOVÁ	Non-adequate Fertilization and Liming and its Consequences on the Soil Chemical Properties Neadekvátní minerální hnojení a vápnění a jeho důsledky pro půdní chemické vlastnosti	401
JAN VOPRAVIL, KAMILA KUCHAROVÁ, TOMÁŠ KHEL, PAVEL NOVÁK, D. VETIŠKOVÁ	Mapové vyjádření potenciální zranitelnosti půd degradací v modelovém území ČR Map of Soil Potential Vulnerability to Degradation in the Pilot Area of Czech Republic	409
MARKÉTA VYSLOUŽILOVÁ, PAVEL TLUSTOŠ, JIŘINA SZÁKOVÁ, JAN KOLÁŘ	Možnosti využití fytoextrakčních technik při remediaci kontaminovaných ploch rizikovými prvky Phyto-extraction Techniques Use Possibilities at Remediation of the Areas Contaminated with Risk Elements	411
ADRIANA ZLACKÁ	Vodná erózia vo vzťahu k topografickému potenciálu a krajinnnej štruktúre Water Erosion in Relationship to the Topographic Potential and Landscape Structure	417

POVRCHOVÝ ODTOK A VODNÁ ERÓZIA V K. Ú. KOLÍŇANY, OKRES NITRA V ROKU 2003

Surface outflow and soil erosion in the cadastre of Kolíňany, district Nitra in 2003

Jaroslav ANTAL, Tomáš ŠTREIT

*Katedra biometeorológie a hydrológie, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre,
Mariánska 10, 949 76 Nitra, e-mail: Jaroslav.Antal@uniag.sk*

Abstrakt

Urýchlená vodná erózia pôdy je problémom od čias, kedy bola krajina kultivovaná. Pôdna erózia významne ovplyvňuje poľnohospodársku krajinu stratou pôdy z polí, porušenou štruktúrou a znížením obsahu organickej hmoty a živín, čo má za následok redukciiu kultivačnej hĺbky pôdy a zníženie úrodnosti. Monitorovanie intenzity erózných procesov je trvalo aktuálne. Od roku 2002 prebiehal monitoring vodnej erózie na pokusnej ploche Slovenskej Poľnohospodárskej Univerzity Kolíňany. Táto lokalita je situovaná asi 11 km severovýchodne od mesta Nitra. Obsahom monitoringu je pozorovanie zmien v pôde. Na základe pozorovania odtoku v poľnohospodárskych poľných podmienkach bola zistená akumulácia a redukcia hĺbky pôdy.

Kľúčové slová: povrchový odtok, erózia, pôda

Abstract

The accelerated erosion of soil by water has been a problem ever since land has been first cultivated. Soil erosion markedly influences on agricultural land by the loss of soil from the field, by the breakdown of soil structure and the decline in organic matter and nutrient result in a reduction of cultivable soil depth and decline in soil fertility. Monitoring of intensity erosion processes is continuously topical. Since year 2002 has been in motion monitoring of water erosion on arable land of Slovak Agricultural University Kolíňany. This place is situated about 11 km north-east by the city Nitra. The content of monitoring is observing of changes in soil level. On the base of observing the runoff in the agricultural field conditions, accumulation and reduction of soil depth was found out.

Key words: outflow, erosion, soil

ÚVOD

Problém degradácie pôd vo svete nadobúda stále väčší rozmer. Táto problematika sa dotýka taktiež nášho štátu a v ňom ovplyvňuje poľnohospodársku výrobu, ale aj otázku zachovania trvalo-udržateľného rozvoja krajiny. Medzi najviac ohrozujúce degradačné procesy pôdy patrí vodná erózia pôdy. Od roku 2002 prebieha monitorovanie vodnej erózie na ornej pôde v areáli VPP Kolíňany a.s., Slovenskej poľnohospodárskej univerzity. Monitorovaním povrchového odtoku, sledujeme transport, redukciiu a následnú akumuláciu pôdných častíc v poľných podmienkach.

Proces vodnej erózie sa dá rozdeliť do niekoľkých štádií. Pri vodnej erózii vyvolanej kvapalnými zrážkami – dažďom, sú to tieto štádia:

- Štádium dopadu dažďových kvapiek na povrch pôdy.
- Štádium vyšplachovania pôdných častíc (často spojené s deštrukciou pôdných agregátov).
- Štádium následného odnosu (transportu) uvoľnených pôdných častíc povrchovým odtokom zrážkovej vody.

Ďalším štádiom, ktoré môže, ale ktoré aj nemusí na záujmovom území nastať, je štádium usadzovania a akumulácie transportovaných pôdnych častíc. Vzhľadom na to sa môže, ale aj nemusí, pokladať za jedno zo štádií vodnej erózie.

Hoci k pohybu pôdnych častíc vyšplachovaním vplyvom kinetickej energie dažďových kvapiek dochádza aj vtedy, keď nevzniká povrchový odtok, a hoci vyšplachovanie mnohonásobne zvyšuje intenzitu možného odnosu uvoľnených pôdnych častíc, tento odnos je podmienený vznikom povrchového odtoku zrážkovej vody. Vzťah medzi intenzitou vodnej erózie a povrchovým odtokom sa niekedy stručne ale pravdivo vyjadruje sloganom: „niet povrchového odtoku, niet odnosu pôdnych častíc“, resp., „No Runoff, No Soil Loss“.

Cieľom tohto príspevku je:

- analýza zrážok vo všeobecnosti z hľadiska vodnej erózie;
- analýza erózne účinných zrážok v roku 2003 na agrometeorologickej stanici Katedry biometeorológie a hydrológie FZKI SPU v Nitre, Dolná Malanta;
- meranie a následná analýza povrchového odtoku na vybraných pozemkoch Vysokoškolského poľnohospodárskeho podniku, s.r.o., Kolíňany, ktoré sa nachádza v k. ú. Kolíňany, okres Nitra.

MATERIÁL A METODIKA

Na základe všeobecnej analýzy zrážok z hľadiska vzniku a priebehu vodnej erózie boli analyzované namerané denné zrážkové úhrny na agrometeorologickej stanici KBH FZKI SPU v Nitre na Dolnej Malante za obdobie od 01. 04. 2003 do 30. 09. 2003.

Pre analýzu zrážkovo-odtokového procesu v roku 2003 boli použité, okrem údajov o denných zrážkových úhrnoch, aj výsledky meraní povrchového odtoku pomocou pôvodných a modifikovaných Gerlachových žľabov (Morgan, 1995).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Všeobecná analýza zrážok z hľadiska vodnej erózie

Vzhľadom na to, že najdôležitejším, často krát jediným zdrojom vody na Zemi sú zrážky, najmä zrážky atmosferické, dá sa povedať, že základnou podmienkou pre vznik vodnej erózie pôdy je existencia zrážok, a že základnou podmienkou pre vznik dažďovej erózie je existencia dažďov.

Pri skúmaní vplyvu zrážok na vodnú eróziu pôdy sa zistilo, že vo väčšine prípadov o intenzite vodnej erózie nerozhoduje ich absolútne celoročné množstvo, vyjadrené napríklad hodnotou ročného zrážkového úhrnu (HZ_r), ani samotná intenzita skúmaného dažďa (iD), či trvanie skúmaného dažďa (tD), ale že o intenzite vodnej erózie pôdy rozhoduje najmä (Antal, 1990; Antal, Fídlér a kol., 1989): časové rozdelenie výskytu takých dažďov, ktoré v konkrétnych podmienkach skúmaného územia vyvolajú povrchový odtok dažďovej vody; priebeh topenia sa snehu; časové rozdelenie výskytu tzv. erózne účinných dažďov; celoročná hodnota tzv. dažďového faktora R (tzv. erozivity dažďa) a jej rozdelenie v priebehu roka.

Morgan (1995) udáva, že erózia sa vzťahuje na dva typy zrážkovej udalosti. Krátko trvajúce intenzívne prívalové dažde, ktoré spôsobujú rýchle zaplnenie pôdnych pórov vodou (infiltračná kapacita pôdy je prekročená) a dlho trvajúce dažde miernej intenzity, ktoré postupne nasycujú pôdu. Erózne účinné dažde charakterizujú jednotliví autori rôzne (Morgan, 1995).

Hudson (1981) po sérii experimentálnych testov v Zimbabwe prišiel k záveru, že dažde s intenzitou menšou ako 25 mm.hod⁻¹ nespôsobujú eróziu. Táto hodnota bola potvrdená aj na základe pokusov v Tanzánii (Rapp, 1972) a Malajzii (Morgan, 1974), je ale príliš veľká pre Európu, kde je len zriedkavo prekročená. V Anglicku, Nemecku (Richter, Negendank, 1977) a Belgicku (Bollinne, 1977) sú používané nasledovné prahové hodnoty intenzity dažďa: 10,0; 6,0 a 1,0 mm/hod.

Morgan (1977) navrhol zanedbať dažde, ktorých intenzita nepresiahne 10 mm.hod⁻¹. Elwell a Stocking (1975) navrhli vylúčiť z výpočtu dažde nielen na základe intenzity, ale aj úhrnu. Vylúčili

dažde, ktorých úhrn nepresahuje 12 mm, ak sú od ďalších dažďov oddelené 6 hodinovou prestávkou a ak ich najvyššia 15-minútová intenzita nepresahuje 24 mm.hod⁻¹ (Fulajtár, Janský, 2001).

Stehlík (1975, in Toman, 1999) pri stanovení potenciálnej erózie hodnotí klimatické podmienky na základe početnosti zrážok o dobe trvania 10 – 60 minút, pričom minimálna výška uvažovaných zrážok:

$$H_{Z,min} = 2 * (5t)^{0,5} \quad [\text{mm}] \quad (1)$$

kde:

H_{Z,min} – minimálna výška uvažovaných zrážok v mm,

t – doba trvania dažďa v minútach.

Pre výpočet tzv. dažďového faktora R do „univerzálnej rovnice pre výpočet straty pôdy“ sa berú do úvahy len tie dažde, ktoré spĺňajú tieto podmienky (Wischmeier, Smith, 1965): výška hodnoteného dažďa HD je väčšia ako 12,5 mm, aspoň v jednom dažďovom oddieli musí mať hodnotený dažď intenzitu väčšiu ako 24 mm.hod⁻¹, osobitne sa hodnotia dažde, medzi ktorými je minimálne 6 hodinová prestávka.

Analyza erózne účinných dažďov v roku 2003

Tab. 1 poskytuje prehľad veľkosti úhrnov vyskytujúcich sa dažďov v jednotlivých mesiacoch. Najväčší mesačný úhrn zrážok bol zaznamenaný v mesiacoch júl (92,0 mm), máj (53,1 mm) a apríl (27,0 mm), pričom práve v týchto mesiacoch sa vyskytovalo najviac zrážkových udalostí (júl – 12, máj – 11, apríl – 7). Najmenší úhrn zrážok bol zaznamenaný v mesiacoch august (23,8 mm), september (15,5 mm) a jún (6,5 mm), s menším počtom zrážkových udalostí (5,3,5).

Tab. 1 Úhrny dažďov v [mm] (s max. prestávkou 6 hod.)

	IV	V	VI	VII	VIII	IX
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
	2,0	3,8	0,9	16,4	12,8	0,1
	3,2	3,3	4,1	0,2	0,6	1,6
	0,5	2,8	0,6	0,4	2,4	13,8
	12,5	16,7	0,6	12,3	3,8	
	3,8	0,2	0,3	6,5	4,2	
	0,6	0,1		3,8		
	4,4	6,3		7,0		
		4,8		3,7		
		6,2		8,0		
		0,1		22,0		
		8,8		3,5		
				8,2		
Suma/mesiac [mm]	27,0	53,1	6,5	92,0	23,8	15,5
Počet dažďov	7	11	5	12	5	3
Prívalové dažde [mm], t. z. Hz väčšie 12,5 mm	0,0	16,7	0,0	38,4	12,8	13,8
Počet prívalových dažďov	0	1	0	2	1	1
% priv. dažďov z celk. úhrnu dažďov za mesiac	0,00	31,45	0,00	41,74	53,78	89,03

Podľa použitej metodiky sa v sledovanom období vyskytlo celkom 5 zrážok, ktorých celková výška presahovala hodnotu 12,5 mm (v tab. 1 sú zvýraznené tučným písmom). Najviac týchto dažďov bolo zaznamenaných v mesiaci júl (2), ktorých spoločný úhrn predstavuje 41,74 % z celkového úhrnu zrážok za mesiac. Na druhom mieste v tomto hodnotení je mesiac september, s výskytom jedného dažďa, ktorý presahuje hodnotu 12,5 mm. Veľkosť jeho úhrnu je až 89,03 % z celkového úhrnu

zrážok za mesiac. Na treťom mieste je mesiac august, taktiež s jednou prívalovou zrážkou, ktorej výška predstavuje 53,78 % z celkového úhrnu zrážok za mesiac.

Pri analýze intenzity jednotlivých dažďov sme sa zamerali na posudzovanie len tých dažďov, ktoré už spĺňajú prvú podmienku ($H_z > 12,5$ mm). Pomocou ombrografických pások sme každú zrážku rozdelili na jednotlivé dažďové oddiely, pre ktoré sme posúdili, či došlo k prekročeniu hraničnej hodnoty intenzity dažďa ($i_d > 24,0$ mm/hod), určujúcej či je dážď erózne účinný, alebo nie.

Zo vstupných údajov zaznamenaných ombrografom vyplýva, že dážď spadnutý na záujmovú plochu dňa 3.7.2003 môžeme považovať za erózne účinný. Jeho celkový úhrn rovný 16,4 mm presahuje minimálnu hodnotu erózne účinných zrážok (12,5 mm). V treťom dažďovom oddieli dosahuje maximálnu intenzitu dažďa rovnú 5,4 mm/10 min., čo predstavuje 32,4 mm/hod.

Na hodnotenie intenzity prívalových dažďov, ktoré spĺňajú podmienku ($H_z > 12,5$ mm), sme následne použili jej hraničné hodnoty odporúčané inými autormi. Pri použití hraničnej hodnoty intenzity dažďa navrhutej Morganom (10,0 mm/hod), môžeme pokladať za erózne účinný dážď z 12. 5. 2003 s celkovým úhrnom 16,7 mm a intenzitou dažďa 14,52 mm/hod. a dážď z 1. 8. 2003 s veľkosťou úhrnu 12,8 mm a maximálnou intenzitou v jednom dažďovom oddieli 16,0 mm/hod. Podľa metodiky používanej v Nemecku a Belgicku, kde hraničná hodnota intenzity je len 6,0 mm/hod, sa na nami sledovanom území vyskytli celkom štyri zrážkové udalosti, ktoré vyvolali povrchový odtok. Ich prehľad poskytuje tab. 2.

Tab. 2 Prehľad výskytu erózne účinných dažďov s $i_d > 6,0$ mm/hod a $H_z > 12,5$ mm

Dátum	Úhrn v [mm]	Maximálna intenzita dažďa v [mm/hod]
12.5.2003	16,7	14,52
3.7.2003	16,4	32,40
29.7.2003	22,0	7,30
1.8.2003	12,8	16,00

Všeobecná analýza zrážkovo-odtokového procesu z hľadiska vodnej erózie

Ako už bolo uvedené, vznik vodnej erózie pôdy, v plnom slova zmysle, je podmienený vznikom povrchového odtoku zrážkovej vody, pričom povrchový odtok môže vzniknúť len vtedy, keď intenzita dažďa (topenie sa snehu) je väčšia ako intenzita infiltrácie.

Pre analýzu vzniku povrchového odtoku použijeme tzv. CN – metódu (Antal, 1999), a to preto, že táto metóda najkomplexnejšie zohľadňuje charakteristiky aj poľnohospodársky využívanej krajiny. Výška povrchového odtoku pri CN – metóde sa počíta podľa vzťahu (napr. Antal, 1999):

$$H_{o,p} = \frac{(H_z - 0,2 * A)^2}{H_z + 0,8 * A} \quad (2)$$

kde: $H_{o,p}$ – výška povrchového odtoku vyvolaná uvažovaným dažďom (v mm)

H_z – výška uvažovaného dažďa (v mm)

A – ($= 25,4 * (1000/CN - 10)$) potenciálna retencia uvažovaného územia (v mm)

CN – hodnota vyjadrujúca hydrologické vlastnosti uvažovaného územia, konkrétne hydrologické vlastnosti pôdy, využívanie pôdy, obrábanie pôdy a vlhkostný stav pôdy (pozri napr. Antal, Igaz, 2003)

Z rovnice (2) vyplýva, že povrchový odtok môže vzniknúť len vtedy, ak platí, že:

$$H_z > 0,2 * A \quad (3.a)$$

Úpravou rovnice (3) dostaneme minimálnu hodnotu H_z potrebnú na to, aby na záujmovom území vznikol povrchový odtok, t.j.:

$$H_{Z,\min} \geq 0,2[25,4 * (1000 / CN - 10)] \quad (3.b)$$

$$H_{Z,\min} \geq \frac{5080}{CN} - 50,8 \quad (3.c)$$

Analyza zrážkovo-odtokového procesu v roku 2003

Na záujmovom území sa nachádzajú pôdy hydrologickej skupiny C, na ktorých sa v roku 2003 pestoval jarný jačmeň a slnečnica ročná. Priemerná CN – hodnota pre jarný jačmeň je v týchto podmienkach (IPZ = II) 83 a pre slnečnicu ročnej 85. V prípade suchej pôdy (IPZ = I) klesne hodnota CN u jarného jačmeňa na 67 a u slnečnice ročnej na 70. Naopak, v prípade vlhkej pôdy (IPZ = III), hodnoty CN stúpnu u jarného jačmeňa na 93 a u slnečnice ročnej na 94, pričom vlhkosť stav pôdy je vyjadrený tzv. indexom predchádzajúcich zrážok – IPZ (Antal, Igaz, 2003).

Za týchto podmienok pre záujmové územie platí, že pri pestovaní jarného jačmeňa povrchový odtok môže vzniknúť len zo zrážok, ktorých zrážkový úhrn je v prípade suchej pôdy (IPZ = I) väčší ako 25 mm, v prípade priemerne vlhkej pôdy (IPZ = II) väčší ako 10,4 mm a v prípade vlhkej pôdy (IPZ = III) väčší ako 3,8 mm. V prípade pestovania slnečnice ročnej sú hodnoty minimálneho zrážkového úhrnu $H_{Z,\min}$ potrebného na vznik povrchového odtoku 21,8 mm pre IPZ = I, 9,0 mm pre IPZ = II a 3,2 mm pre IPZ = III.

Z analýzy priebehu zrážok v sledovanom období vyplynulo, že ani jednej zrážkovej udalosti nepredchádzala situácia zodpovedajúca vlhkosťnemu stavu pôdy IPZ = III, a že len jednej zrážkovej udalosti, schopnej v záujmovom území v roku 2003 vyvolať povrchový odtok, predchádzala situácia zodpovedajúca vlhkosťnemu stavu IPZ = I.

Z analýzy výsledkov výpočtov, meraní zrážok, povrchového odtoku a vodnej erózie pre záujmové územie, okrem iného vyplynuli tieto závery:

- V roku 2003 bola poľnohospodárska pôdy v záujmovom území minimálne ohrozená vodnou eróziou, a to aj v mimo vegetačnom období a aj v období, keď povrch pôdy bol bez vegetačného krytu.
- Minimálne ohrozenie poľnohospodárskej pôdy v záujmovom území bolo spôsobené najmä zrážkovými pomermi v záujmovom území, a na ne nadväzujúcim zrážkovo-odtokovým procesom, keď v monitorovacom období, t.j. od 1. 4. 2003 do 17. 9. 2003 (ale aj v mesiacoch január, február a marec): len 5 dažďov splnilo jedno z dvoch základných kritérií ($H_{Z,d,n} > 12,5$ mm) pre to, aby mohli spôsobiť vodnú eróziu pôdy.
- Sú to dažde, ktoré sa vyskytli 10. 4. 2003, 12. 5. 2003, 29. 6. 2003 a 12. 8. 2003 v prípade jarného jačmeňa mohol vzniknúť povrchový odtok, a to s výškou $HO_{p,d} = 0,1$ mm, teoreticky len z dažďa, ktorý sa vyskytol dňa 1. 8. 2003, v prípade slnečnice ročnej mohol teoreticky vzniknúť povrchový odtok dňa 29. 7. 2003 s výškou $HO_{p,d} = 0,0005$ mm a 1. 8. 2003 s $HO_{p,d} = 0,3$ mm
- Teoretickým hodnotám výšky povrchového odtoku v poraste slnečnice ročnej zodpovedá aj nameraná hodnota povrchového odtoku pomocou pôvodných Gerlachových žľabov (s výnimkou MM č. 4), keď celkový zachytený objem povrchového odtoku v MM č. 1, MM č. 2 a MM č. 3 (Antal a kol., 2003, tab. 3), zodpovedá výške povrchového odtoku:

Tab. 3 Objem zachyteného povrchového odtoku v pôvodných Gerlachových žľaboch [dm^3]

porast slnečnice ročnej				
	11.6.2003	24.7.2003	7.8.2003	18.9.2003
MM č. 1	0,00	1,75	10,45	10,56
MM č. 2	0,00	0,00	0,00	5,32
MM č. 3	0,00	0,45	3,70	3,89
MM č. 4	0,00	0,00	0,00	13,35

$$H_{O,p1} = \frac{10,56[dm^3]/1000}{0,5[m] \cdot 450[m]} \cdot 1000 = 0,05mm$$

$$H_{o,p2} = \frac{5,32[dm^3]/1000}{0,5[m] \cdot 300[m]} \cdot 1000 = 0,04mm$$

$$H_{o,p3} = \frac{3,89[dm^3]/1000}{0,5[m] \cdot 150[m]} \cdot 1000 = 0,05mm$$

Vzhľadom na zničenie Gerlachovho žľabu na MM č. 4 sa nedala dodatočne určiť pravá príčina toho, že v blízkosti rozvodnice bol nameraný najväčší objem povrchového odtoku.

Minimálnym hodnotám povrchového odtoku zrážkovej vody zodpovedajú aj minimálne namerané hodnoty odnosu pôdy zachytené Gerlachovými žľabmi, (Antal a kol., 2003) keď po prepočítaní dostaneme, že:

- na MM č. 1 bol v poraste slnečnice ročnej erózy odnos pôdy počas monitorovacieho obdobia 0,0001 mm, resp. 1,4 kg/ha
- na MM č. 2 a č. 3 to bolo 0,0004 mm, resp. 5,6 kg/ha
- podobne ako pri povrchovom odtoku bol najväčší odnos zaznamenaný na MM č. 4.

Modifikované Gerlachove žľaby zachytili v roku 2003 v priemere o 25 % menej pôdných častí ako pôvodné Gerlachove žľaby (rozdiely sa pohybovali v rozpätí od 50 do 220 %). Z uvedeného vyplýva, že modifikované Gerlachove žľaby sa uplatnia najmä v tých prípadoch, kedy dôjde k preliatiu zberných nádob pôvodných Gerlachových žľabov veľkým objemom povrchového odtoku zrážkovej vody.

Náznamy líniových foriem vodnej erózie boli identifikované len 3. 6. 2003 v poraste slnečnice ročnej.

Tento príspevok vznikol pri riešení grantových projektov VEGA č. 1/0622/03 a 1/9083/02.

LITERATÚRA

- Antal, J. a kol. 2003. Vyhodnotenie výsledkov monitoringu vodnej erózie v roku 2003: Ročná správa. 2003, Nitra: SPU, 11 s.
- Antal, J. 1989. Ochrana pôdy a lesotechnické meliorácie. 2. vyd. Bratislava: Príroda, 1989, 208 s. ISBN 80-07-00161-1
- Antal, J. Igaz, D. 2003. Aplikovaná agrohydrológia. 3. vyd. Nitra: SPU v Nitre, 2003, 173 s. ISBN 80-8069-163-0
- Antal, J. Fidler, J. 1989. Poľnohospodárske meliorácie. Bratislava: Príroda. 1989, 472 s. ISBN 80-07-00011-9
- Bedrna, Z., Hraško, J., Sotáková, S. 1968. Poľnohospodárske pôdoznanectvo. Bratislava: SVPL, 1968, 363 s.
- Fulajtár, E. Janský, L. 2001. Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. Bratislava: VÚPOP, 2001, 310 s. ISBN 80-85361-85-X
- Holý, M. 1978. Protierozná ochrana. Praha: SNTL, 1978, 288 s.
- Haslbach, J., Vaculík, R. 1981. Půdoznalství. 2. vyd. Brno : VŠZ, 1981, 160 s.
- Morgan, R. P. C. 1995. Soil erosion and conservation. 2. ed., New York: John Wiley and Sons, 1995, 198 s. ISBN 0-470-23514-4
- Nestroy, O. 2001. Soil erosion research as an instrument for erosion prediction. In: Proceedings of the trilateral co-operation meeting on physical soil degradation. Bratislava: VÚPOP, 2001, s. 4-12.
- STN 75 4501: 2000. Hydromeliorácie. Protierózna ochrana poľnohospodárskej pôdy. Základné ustanovenia.
- Štefanko, P. 1995. Analýza vplyvu vzdialenosti od rozvodnice na zrnitosť a chemické zloženie ornice: Diplomová práca. 1995, Nitra: VŠP, 54 s.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. 1965. Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of the Rocky mountains. Agr. Handbook. No. 282, 1965, Washington D.C.

ZMENY ZRNITOSTNÉHO ZLOŽENIA POVRCHOVEJ VRSTVY PÔDY POD PORASTOM SLNEČNICE ROČNEJ V ROKU 2003

Soil surface layer composition textural changes under the sunflower cover in 2003

Jaroslav ANTAL, Martina MACEKOVÁ

*Katedra biometeorológie a hydrológie, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Mariánska 10,
949 76 Nitra, e-mail: Jaroslav.Antal@uniag.sk*

Abstrakt

Urýchlená vodná erózia pôdy je problémom od čias, kedy bola krajina kultivovaná. Pôdna erózia významne ovplyvňuje poľnohospodársku krajinu stratou pôdy z polí, porušenou štruktúrou a znížením obsahu organickej hmoty a živín, čo má za následok redukciu kultivačnej hĺbky pôdy a zníženie úrodnosti. Monitorovanie intenzity erózných procesov je trvalo aktuálne. Od roku 2002 prebiehal monitoring vodnej erózie na pokusnej ploche Slovenskej Poľnohospodárskej Univerzity Kolíňany. Táto lokalita je situovaná asi 11 km severovýchodne od mesta Nitra. Obsahom monitoringu je pozorovanie zmien v pôde ako je akumulácia alebo redukcia hĺbky pôdy a pozorovanie a zachytenie pôdnych elementov, ktoré boli suspendované vplyvom erózných faktorov a následne mobilizované a nakoniec zachytené našimi mechanizmami.

Kľúčové slová: textúra, pôda, povrchová vrstva, slnečnica

Abstract

The accelerated erosion of soil by water has been a problem ever since land was first cultivated. Soil erosion markedly influences on agricultural land by the loss of soil from the field, by the breakdown of soil structure and the decline in organic matter and nutrient result in a reduction of cultivable soil depth and decline in soil fertility. Monitoring of intensity erosion processes is continuously topical. Since year 2002 has been in motion monitoring of water erosion on arable land of Slovak Agricultural University Kolíňany. This place is situated about 11 km north-east by the city Nitra. The content of monitoring is observing of changes in soil level as accumulation or as reduction of soil depth and observing and interception of soil elements, which were suspended by influence of erosion factors and consecutively mobilized and finally catches with our mechanisms.

Key words: texture, soil, surface layer, sunflower

ÚVOD

Problém degradácie pôd vo svete nadobúda stále väčší rozmer. Táto problematika sa dotýka taktiež nášho štátu a v ňom ovplyvňuje poľnohospodársku výrobu, ale aj otázku zachovania trvalo udržateľného rozvoja krajiny. Medzi najviac ohrozujúce degradačné procesy pôdy patrí vodná erózia pôdy. Od roku 2002 prebieha monitorovanie vodnej erózie na ornej pôde v areáli VPP Kolíňany a.s., Slovenskej poľnohospodárskej univerzity. Predmetom monitoringu je sledovanie zmeny zrnitostného zloženia pôdy, ktorá je transportovaná prostredníctvom vody po svahu.

Zrnitostné zloženie pôdy je relatívne stálou pôdnou charakteristikou, ktoré najčastejšie vyjadrujeme pomerným zastúpením jednotlivých zrnitostných kategórií (Bedrna, 1968; Velebný,

2000). Rozčlenenie mechanických elementov do jednotlivých kategórií závisí od metódy stanovenia zrnitostného zloženia a príslušného klasifikačného systému.

Faktory ovplyvňujúce zmenu zrnitostného zloženia pôdy

Zrnitostné zloženie pôdy je ovplyvnené predovšetkým charakterom materskej horniny a pôdotvorným substrátom. Prostredníctvom pôdotvorného procesu a zvetrávania vzniká zmes častíc rozličného tvaru a veľkosti (Haslbach, 1981). Pôdotvorný proces neustále vplýva na zmenu mineralogického a chemického zloženia pôdy, a to nielen v prirodzených podmienkach, ale aj v podmienkach intenzívnej agrotechniky (Bedrna, 1968). Treba pritom zdôrazniť, že zastúpenie frakcií v orníčnej vrstve pôdy sa mení hlavne v dôsledku agrotechnických zásahov. Orbou sa povrchové vrstvy pôdy dostávajú do spodnej časti ornice a naopak, pôdne častice zo spodnej časti ornice sa premiestnia na povrch pôdy.

Druhým procesom, ktorý ovplyvňuje zmenu zrnitostného zloženia je plošná vodná erózia. Jej prvým stupňom je erózia selektívna, pri ktorej povrchovo odtekajúca voda odnáša jemné pôdne častice a na ne viazané chemické látky. Dochádza k zmene zrnitosti a obsahu živín v pôde. Pôdy podliehajúce selektívnej erózii sa stávajú hrubozrnnejšie a majú výrazne znížený obsah živín, a naopak, pôdy obohatené eróznym zmyvom sú jemnozrnnejšie a bohatšie na živiny (Holý, 1978).

Veterná erózia, podobne ako vodná erózia, spôsobuje pohyb pôdnych častíc, vyvolaný silou vetra pôsobiacou na povrch pôdy. Ľahšie pôdne častice podliehajú viac deflácií ako ťažšie, ale len vtedy, ak sú dostatočne veľké na to, aby prenikli do turbulentnej vrstvy vetra (Holý, 1978).

Zmena zrnitostného zloženia pôdy nastáva nielen pôsobením prirodzených procesov, ale aj umelými zásahmi človeka, akými sú napríklad zúrodňovanie ťažkých a ľahkých pôd. Ďalším faktorom, ktorý môže ovplyvňovať zmenu zrnitosti pôdy, je vertikálny pohyb jemných elementov v pôde smerom nadol, do nižších častí pôdneho profilu. Tento transport jemných frakcií je zapríčinený infiltrovaním vody do pôdy. V rámci neho dochádza k premiestňovaniu najjemnejších pôdnych častíc z povrchových vrstiev pôdy do hlbších pôdnych horizontov (Fulajtár, 2001; Bedrna 1968).

Vplyv erózie na zmenu zrnitostného zloženia pôdy

Už z definovania erózie pôdy, pri zameraní sa na jej fyzikálnu podstatu vyplýva, že dochádza k uvoľňovaniu konkrétnych častíc pôdy. Morgan (1995) definuje eróziu pôdy ako „dvojfázový proces pozostávajúci z uvoľňovania individuálnych častíc pôdy a ich transportu eróznymi činiteľmi“, ktorými sú v našich podmienkach najmä voda a vietor.

Podľa Nestroya (2001) pri najmenších rýchlostiach povrchového odtoku dochádza k uvoľňovaniu a transportu najjemnejších častíc: fyzikálneho ílu ($\varnothing < 0,002$ mm) a jemného prachu ($\varnothing = 0,002$ až $0,01$ mm). Frakcie pôdy $\varnothing > 0,01$ mm potrebujú na transport, na rozdiel od fyzikálneho ílu a jemného prachu, vyššiu rýchlosť povrchovo odtekajúcej vody a rýchlejšie podliehajú aj následnej sedimentácii. Tieto tvrdenia potvrdil vo svojom výskume aj Fulajtár (2001) a Štefanko (1995). Pre protieróznú ochranu pôdy sú normatívne hodnoty kritickej rýchlosti a tangenciálneho napätia povrchovo odtekajúcej vody uvedené v tab. 1.

Tab. 1 Hodnoty kritickej rýchlosti (v_k) a tangenciálneho napätia (τ_k) povrchovo odtekajúcej vody pre potreby protieróznej ochrany pôdy (STN 75 4501, 2000)

Druh pôdy	Sklon $\leq 10\%$ ($\equiv 5,7^\circ$)		Sklon $> 10\%$ ($\equiv 5,7^\circ$)	
	v_k	τ_k	v_k	τ_k
	[m / s]	[N / m]	[m / s]	[N / m]
ílovito-hlinitá	0,318	4,14	0,245	2,46
hlinitá	0,322	4,24	0,248	2,52
piesočnato-hlinitá	0,322	4,24	0,248	2,52
hlinito-piesočnatá	0,343	4,82	0,264	2,85
piesočnatá	0,397	6,45	0,305	3,81

Štefanko (1995) zistil, že relatívny pokles množstva častíc na svahu závisí od ich veľkosti a od sklonu svahu, pričom, čím je sklon svahu väčší a čím je priemer pôdných častíc menší, tým je ich odnos väčší. Prejavilo sa to aj v zrnitostnom zložení akumulovaných naplavenín pôdných častíc na konci svahu, kde bolo síce zistené zastúpenie všetkých štyroch sledovaných zrnitostných kategórií, ale výraznú prevahu mali pôdne častice I. a II. kategórie.

Podľa Fulajtára (2001) najľahšie podliehajú erózii častice prachu. Pieskové častice sú menej erodovateľné, pretože ich hmotnosť je väčšia a povrchovo odtekajúca voda musí dosiahnuť väčšiu rýchlosť. Čím je piesok hrubší, tým je odolnejší voči pôsobeniu erózneho činiteľa.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika územia

Záujmové územie sa nachádza na juhozápadnom Slovensku, v Nitrianskom kraji, v katastri obce Koliňany, kde sa úrodná rovina Podunajskej nížiny začína mierne dvíhať do vrchov Tríbeča. Územie leží približne 10 km severovýchodne od krajského mesta Nitra.

Odbery pôdy boli realizované na pôdnom celku č. 26, s miestnym názvom „Nad rybníkom“, ktorý sa nachádza v extraviláne obce Koliňany, na pravom brehu vodnej nádrže a zároveň na pravom brehu upraveného vodného toku Bocegaj. Pôdny celok je obhospodarovaný Vysokoškolským poľnohospodárskym podnikom – závod Koliňany. Na sledovanom pôdnom celku bola v roku 2003 pestovaná slnečnica ročná. V tab. 2 uvádzame prehľad pestovaných plodín na našom záujmovom území od roku 1999 do roku 2004.

Tab. 2 *Prehľad pestovaných plodín na pôdnom celku č. 26*

Rok	Plodina
1999	Ozimná pšenica
2000	Jačmeň jarný
2001	Ozimná pšenica
2002	Krmná repa
2003	Slnečnica ročná
2004	Tekvica

Pedologické pomery

Záujmové územie patrí do hnedozemnej oblasti, a zahŕňa celkom dve HPJ: hnedozem pseudoglejovú, ťažkú a hnedozem pseudoglejovú, stredne ťažkú.

Postup odoberania vzoriek

Odbery pôdných vzoriek sme uskutočnili celkom na 10-tich odberných miestach, umiestnených na jednej spádnici a vo vzájomnej vzdialenosti 50 m (celková dĺžka svahu, na ktorom boli uskutočnené odbory pôdy, je 450 m).

Odbory z pôdneho celku, na ktorom bola pestovaná slnečnica ročná, sme uskutočnili v dvoch termínoch, a to 13. 5. 2003 a 17. 9. 2003. Posledný odber bol realizovaný tesne pred zberom a následnou prípravou pôdy pre ďalšiu plodinu zaradenú v osevnom postupe. Celkom sme na zrnitostný rozbor odobrali 20 pôdných vzoriek.

Tab. 3 *Prehľad odberov pôdných vzoriek*

Číslo pôdnej vzorky	Termín odberu	Porast
1. – 10.	13. 5. 2003	Slnečnica ročná
11. – 20.	17. 9. 2003	Slnečnica ročná

Metóda rozboru

Zrnitostný rozbor pôdných vzoriek odoberaných v roku 2003 urobil Ústav ekológie lesa SAV vo Zvolene na Laserovom zrnitostnom analyzátore fy Fritsch, typ Analysette 22.

Analýza

Z viacerých možných spôsobov vyhodnotenia závislostí medzi vodnou eróziou a zrnitostným zložením vrchnej časti pôdneho profilu v čase a v priestore sme použili hodnotenie závislosti (Antal a kol., 2003):

$$r = f(Cr, TO, l) \quad [\%] \quad (1)$$

kde

r – tzv. relatívny obsah pôdných častíc zvoleného priemeru, ktorý je definovaný vzťahom:

$$r = \frac{m_{t,l}}{m_{0,l}} \cdot 100 \quad [\%] \quad (2)$$

kde

$m_{t,l}$ – obsah analyzovaných pôdných častíc v rôznom čase (t) a mieste (l) odberu pre konkrétny vegetačný kryt pôdy [% hm.]

$m_{0,l}$ – obsah analyzovaných pôdných častíc na začiatku monitorovaného obdobia (t = 0) v rôznych miestach odberu (l) pre konkrétny vegetačný kryt [% hm.]

Cr – uvažovaný vegetačný kryt

TO – dátum odberu

l – vzdialenosť odberného miesta od rozvodnice [m]

Závislosť (1.1) vyjadrená v grafickej forme má lomený tvar čiary, kde náhle zmeny poradníc zastierajú zásadný vývin prvku. V prírode prebiehajú plynulé zmeny javov, preto takéto lomené čiary vyrovnáme prostredníctvom metódy pohyblivých (klzávých) priemerov (Dub, 1957).

Pri grafickom znázornení hodnota $r = 100 \%$ zodpovedá obsahu analyzovaných pôdných častíc na začiatku monitorovaného obdobia, t.j. zodpovedá dátumu odberu slnečnice ročnej (13. 5. 2003).

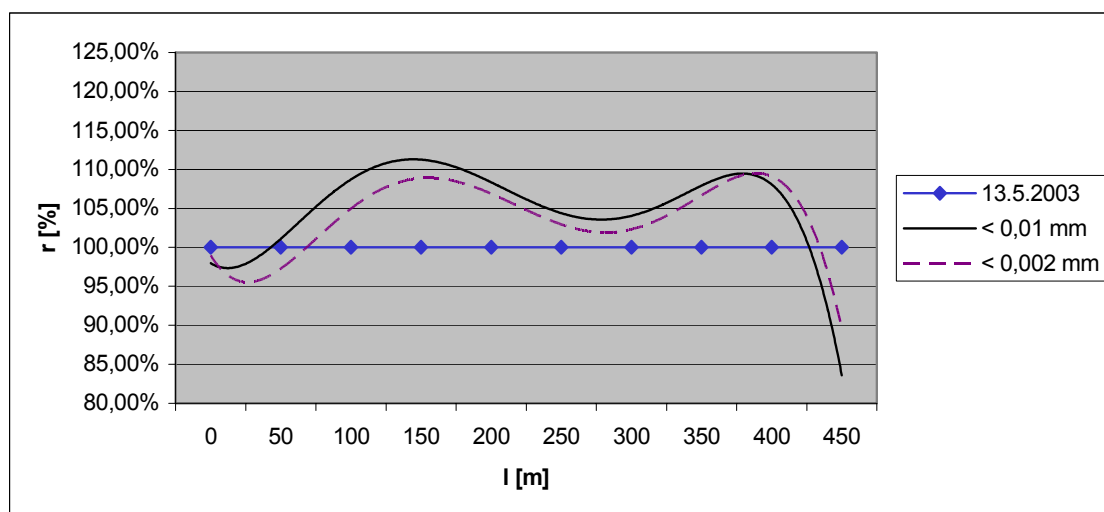
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky zrnitostných rozborov sú uvedené v tab. 4. Hodnoty relatívneho obsahu pôdných častíc $< 0,01 \text{ mm}$ a $< 0,002 \text{ mm}$ sú uvedené v tab. 5 a graficky znázornené na obr. 1.

Tab. 4 Zastúpenie zrnitostných frakcií v [% hm] v pôdnych vzorkách odoberaných v roku 2003 pod porastom slnečnice ročnej

Odborné miesto	Termín odberu	Fyzikálny íl	I. frakcia	II. frakcia	Prach	III. frakcia	IV. frakcia
		mm	mm	mm	mm	mm	mm
		< 0,002	< 0,01	0,01 – 0,05	0,01 – 0,063	0,05 – 0,1	0,1 – 2,0
1	13.5.2003	10,91	36,26	54,06	56,66	7,45	2,18
	17.9.2003	10,79	35,65	54,96	57,47	7,45	1,89
2	13.5.2003	11,23	37,00	56,93	58,51	3,87	2,18
	17.9.2003	11,06	37,46	52,96	55,30	6,37	3,17
3	13.5.2003	10,32	32,56	56,53	59,40	7,64	3,23
	17.9.2003	10,42	33,83	53,70	56,90	9,55	2,86
4	13.5.2003	10,72	32,89	56,28	59,59	8,59	2,21
	17.9.2003	11,97	39,25	50,75	53,33	7,69	2,25
5	13.5.2003	10,85	37,65	58,10	58,88	1,98	2,26
	17.9.2003	12,23	41,06	51,23	53,29	5,51	2,17
6	13.5.2003	11,23	36,38	54,55	56,92	6,13	2,89
	17.9.2003	10,44	34,21	53,64	56,56	9,39	2,68
7	13.5.2003	10,04	31,78	58,01	60,98	7,61	2,56
	17.9.2003	10,41	34,23	58,50	60,09	4,33	2,93
8	13.5.2003	9,53	32,15	55,73	58,48	7,40	4,68
	17.9.2003	10,82	37,01	50,55	53,11	7,66	4,73
9	13.5.2003	10,28	34,76	52,55	55,18	6,74	5,92
	17.9.2003	10,67	35,26	52,29	54,52	6,05	6,37
10	13.5.2003	11,00	36,84	53,36	55,54	5,10	4,68
	17.9.2003	9,98	31,40	55,66	58,72	9,13	3,76

Obr. 1 Relatívny obsah častíc (r) < 0,01 mm a < 0,002 mm pod porastom slnečnice ako funkcie vzdialenosti miesta odberu od rozvodnice (l) na začiatku (13. 5. 2003) a na konci (17. 9. 2003) monitorovaného obdobia

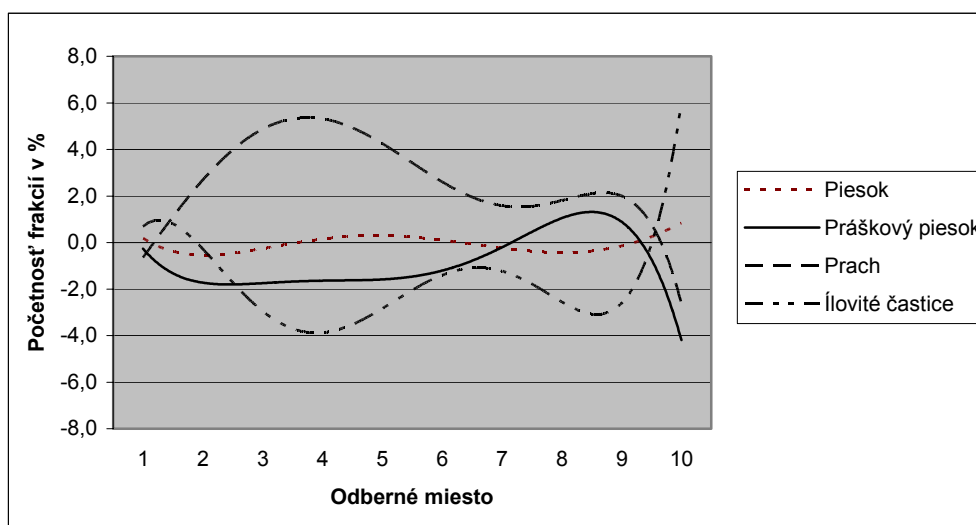


Tab. 5 Relatívny obsah častíc $r < 0,01 \text{ mm}$ a $< 0,002 \text{ mm}$ pod porastom slnečnice ako funkcie vzdialenosti miesta odberu od rozvodnice (l) na začiatku (13. 5. 2003) a na konci (17. 9. 2003) monitorovaného obdobia

l (m)		$\varnothing < 0,01 \text{ mm}$	$\varnothing < 0,002 \text{ mm}$
	13. 5. 2003	17. 9. 2003	17. 9. 2003
0	100,00 %	98,32 %	98,90 %
50	100,00 %	101,24 %	98,49 %
100	100,00 %	103,90 %	100,97 %
150	100,00 %	119,34 %	111,66 %
200	100,00 %	109,06 %	112,72 %
250	100,00 %	94,04 %	92,97 %
300	100,00 %	107,71 %	103,69 %
350	100,00 %	115,12 %	113,54 %
400	100,00 %	101,44 %	103,79 %
450	100,00 %	85,23 %	90,73 %

Odčítaním percentuálneho zastúpenia každej pôdnej frakcie v tom ktorom mieste sme získali tabuľku rozdielov, ktoré sú uvedené v tab. 6. Kladná hodnota vyjadruje hodnotu o koľko sa zvýšilo zastúpenie tej ktorej frakcie od prvého odberného termínu po druhý. Naopak, záporná hodnota vyjadruje pokles zastúpenia zrnitostnej frakcie. Hodnoty uvedené v tab. 6 sú graficky znázornené na obr. 2.

Obr. 2 Graf zmeny početnosti pôdnych frakcií v poraste slnečnice ročnej (13. 5. 2003 – 17. 9. 2003)



Tab. 6 Rozdiel početnosti frakcií v poraste *Slnečnice ročnej* v období od 13. 5. 2003 do 17. 9. 2003

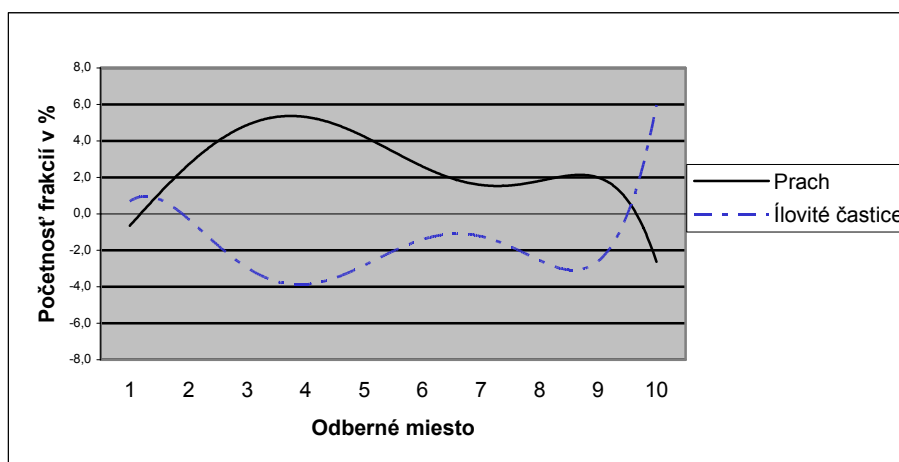
Frakcia	I.	II.	III.	IV.
Odborné miesto	Ílovité častice mm	Prach mm	Práškový piesok mm	Piesok mm
	< 0,01	0,01 – 0,05	0,05 – 0,1	0,1 – 2,0
1	0,61	-0,90	0,00	0,29
2	-0,46	3,97	-2,50	-0,99
3	-1,27	2,83	-1,91	0,37
4	-6,36	5,53	0,90	-0,04
5	-3,41	6,87	-3,53	0,09
6	2,17	0,91	-3,26	0,21
7	-2,45	-0,49	3,28	-0,37
8	-4,86	5,18	-0,26	-0,05
9	-0,50	0,26	0,69	-0,45
10	5,44	-2,30	-4,03	0,92
Priemer	-1,109	2,186	-1,062	-0,002

Z grafu vyplýva, že termín odberu spôsobí zmenu zrnitosti najmä I., II. a III. frakcie podľa Kopeckého. Piesok je najstabilnejší, preto že jeho zastúpenie je v obidvoch termínoch po celej dĺžke svahu takmer nemenné.

Práškový piesok ľahšie podlieha vplyvom účinku vodnej erózie, preto že sa jeho zloženia v sledovanom období a po celej dĺžke nepravidelne mení. Jeho vyššia hmotnosť spôsobuje, že bol transportovaný len na menšie vzdialenosti, čo sa prejavilo tým, že jeho početnosť na svahu striedavo klesá a stúpa.

Ílové a prachové častice nielen podľa iných autorov, ale aj podľa našich výsledkov patria medzi najviac erodovateľné. Ich zastúpenie po celej dĺžke svahu je výrazne nepravidelné. Kým ílovité častice sú v sledovanom období skoro zo všetkých odborných miest odplavované, naopak prachové častice sú hlavne sedimentované, t.j., že ich početnosť stúpa. Z grafu na obr. 3 vidieť, že trend výskytu ílových a prachových častíc nie je náhodný, ale vyvíja sa takmer zrkadlovo. Výsledky korelačnej analýzy potvrdili silný vzťah medzi zmenou I. a II. frakcie.

Obr. 3 Graf zmeny početnosti I. a II. frakcie v poraste *Slnečnice ročnej* (13. 5. 2003 – 17. 9. 2003)



ZÁVER

Z analýzy doterajších výsledkov zrnitosťných rozborov vyplývajú okrem iného tieto závery:

- V prípade slnečnice ročnej bol vplyv vodnej erózie na priebeh zmien relatívneho obsahu sledovaných zrnitosťných kategórií ($< 0,01$, resp. $< 0,002$ mm) málo výrazný, pričom tendencia priebehu závislosti (1) je pre obidve zrnitosťné kategórie prakticky rovnaká – obr. 1. Môže to byť spôsobené júlovými zrážkami, ktoré prekročili dlhodobý normál mesačných zrážkových úhrnov o vyše 40 %.
- K významnejšiemu nárastu relatívneho obsahu sledovaných zrnitosťných kategórií došlo vo vzdialenosti približne 150 a 400 m od rozvodnice – obr. 1.
- Nelogický pokles relatívneho obsahu sledovaných zrnitosťných frakcií pod porastom slnečnice ročnej v údolnici svahu zatiaľ nevieme adekvátne vysvetliť a zdôvodniť. Najpravdepodobnejšou príčinou týchto, ale aj iných zistených „nelogičností“ je nehomogénnosť prírodného prostredia, poprípade subjektívne i objektívne chyby v meraní.

Tento príspevok vznikol pri riešení grantových projektov VEGA č. 1/0622/03 a 1/9083/02.

LITERATÚRA

- Antal, J. a kol. 2003. Vyhodnotenie výsledkov monitoringu vodnej erózie v roku 2003: Ročná správa. 2003, Nitra: SPU, 11 s.
- Antal, J. Fidler, J. 1989. Poľnohospodárske meliorácie. Bratislava : Príroda. 1989, 472 s. ISBN 80-07-00011-9
- Bedrna, Z., Hraško, J., Sotáková, S. 1968. Poľnohospodárske pôdoznanectvo. Bratislava: SVPL, 1968, 363 s.
- Fulajtár, E. Janský, L. 2001. Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. Bratislava: VÚPOP, 2001, 310 s. ISBN 80-85361-85-X
- Holý, M. 1978. Protierozní ochrana. Praha : SNTL, 1978, 288 s.
- Haslbach, J., Vaculík, R. 1981. Půdoznalství. 2. vyd. Brno: VŠZ, 1981. 160 s.
- Morgan, R. P. C. 1995. Soil erosion and conservation. 2. ed., New York : John Wiley and Sons, 1995, 198 s. ISBN 0-470-23514-4
- Nestroy, O. 2001. Soil erosion research as an instrument for erosion prediction. In: Proceedings of the trilateral co-operation meeting on physical soil degradation. Bratislava : VÚPOP, 2001, s. 4-12.
- STN 75 4501: 2000. Hydromeliorácie. Protierózna ochrana poľnohospodárskej pôdy. Základné ustanovenia.
- Štefanko, P. 1995. Analýza vplyvu vzdialenosti od rozvodnice na zrnitosťné a chemické zloženie ornice: Diplomová práca. 1995, Nitra: VŠP, 54 s.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. 1965. Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of the Rocky mountains. Agr. Handbook. No. 282 , Washington D.C.

VLIV AGROTECHNICKÝCH OPATŘENÍ NA VODNÍ EROZI PŮDY

Agrotechnical measures effect on soil water erosion

Barbora BADALÍKOVÁ

Výzkumný ústav pícninářský, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko, Česká republika

e-mail: badalikova@vupt.cz

Abstrakt

V různých výrobních oblastech České republiky byly sledovány různé varianty zakládání porostu kukuřice. Byl vyhodnocován smyv půdy vlivem přirozených dešťových srážek a tedy osvědčení jednotlivých variant zpracování půdy. Bylo zjištěno, že u variant se zasetou meziplojinou vymrzající nebo přezimující na jaře desikovanou byl nepatrný nebo žádný smyv půdy. Tyto varianty zpracování půdy nám tedy zaručují díky pokryvu povrchu půdy její dostatečnou protierozní ochranu.

Klíčová slova: agrotechnické opatření, vodní eroze, půda

Abstract

In different product areas in Czech Republic were listened different variants of vegetation laying out of maize. It was evaluated soil loss by virtue of natural rainwater and accordingly effect of the particular soil tillage variants. It was found, that variants with an intercrop frost damage or frost hardiness desiccated by spring, have had exiguous or any soil loss. These soil tillage variants can assure us ample conservation protection due to cover of topsoil.

Key words: agrotechnical measures, water erosion, soil

Eroze půdy je činnost vody, větru a ledu, spočívající v rozrušování půdního povrchu a v přemísťování uvolněné hmoty. Vodní a větrná eroze patří u nás mezi nejškodlivější přírodní jevy.

Protierozní stálost půdy závisí na způsobu jejího zpracování. Dobré zpracování půdy je velmi účinným protierozním prostředkem a naopak špatné zpracování erozi podporuje a zrychluje. Požadavkem protierozní ochrany je, aby použité způsoby mechanického zpracování půdy neporušovaly půdní drobtovitou strukturu, aby podporovaly vsakování vody a tím snižovaly povrchový odtok a splachování půdy. Přičemž by měl být omezen počet úkonů na nezbytnou míru, neboť častým přeoráváním, okopáváním a jiným nakypřováním se mění drobtovitá struktura v nepříznivý prašný sloh, a to tím rychleji, čím je půda chudší na organické látky.

Pokud jde o ekonomické hodnocení škod způsobených vodní erozí v zemědělství snižují se hektarové výnosy na půdách slabě erodovaných o 15 – 20 %, na středně erodovaných o 40 – 50 % a na silně erodovaných až o 75 %. Na základě pozorování v různých půdních, klimatických a pěstebních poměrech se uvádí, že smyv půdy o hodnotě 1 mm/rok snižuje výnosy o 1 – 2 %.

Erozi půdy ovlivňují různí činitelé jako jsou klimatické a hydrologické poměry, územní členění, půdní poměry, biologické podmínky a v neposlední řadě hospodářsko-technické poměry. Z hlediska agrotechnického jsou pro nás nejdůležitější biologické podmínky, kde rozhoduje o erozní činnosti hlavně rostlinný kryt a biologický stav půdy. Rostlinný kryt působí na vznik eroze velmi výrazně, neboť při dobrém druhovém složení a stavu porostu chrání půdu proti erozi. Půda, která je zakrytá buď porostem pěstované kultury nebo posklizňovými zbytky je chráněna před přímým dopadem deště a tím brání rozrušování a splachování půdních částic. Dále je podporováno vsakování vody do půdy a tím se zmenšuje množství, rychlost a účinnost povrchově odtékající vody. Taktéž obohacujeme půdu

odumřelými rostlinnými zbytky o humus, čímž se zlepšuje struktura, vláhový režim i protierozní odolnost půdy.

Nejllepší ochranu proti vodní erozi poskytují přirozené porosty, které jsou hluboko kořenící s velkou pokrývnou schopností. Proto např. luční porosty chrání půdu nejlépe z hlediska zachování přirozeného porostního rázu. Na rozdíl od polních kultur, kde se projevuje zhoršená protierozní odolnost půdy, protože nedosahují nadzemní a zvláště kořenové části takové mohutnosti, aby dokonale chránila ornici před erozí, a kdy po skočení vegetační doby často zůstává povrch půdy holý. Protierozní účinek polních plodin posuzujeme podle listové plochy zakrývající půdu. Následující tabulka nám ukazuje přehled plodin podle jejich protierozní účinnosti včetně půdy bez pokryvu z hlediska smyvu půdy.

Porovnání výše smyvu půdy u vybraných kultur v %

Kultura	%
půda bez pokryvu	100
kukuřice, okopaniny	50
obiloviny	25 – 10*
jeteloviny	2
víceleté travní porosty	0,5

* podle stavu a zapojení porostu

Širokořádkové kultury jako je kukuřice by se neměly pěstovat na svazích se sklonem větším jak 5 %, což v mnoha případech není a někdy nemůže být dodrženo. Proto je nutno využít speciální agrotechniky, jako součásti organizačního opatření, která ohrožení eroze zmírní či zcela zabrání. Organizační protierozní opatření na zemědělských půdách jsou základem kvalitní protierozní ochrany. Návrhy organizačních opatření ovlivňují navrhování agrotechnických opatření a ekonomiku protierozní ochrany vůbec.

Následně jsou uvedeny příklady protierozních agrotechnických opatření ve srovnání s klasickým zakládáním poroty v různých agroekologických podmínkách při pěstování kukuřice na svazích:

Bramborářská výrobní oblast

Varianty agrotechniky ke kukuřici na siláž po jetelotrávě:

1. rotavátorování, zapravení hnoje a organické hmoty orbou, na jaře tradiční zpracování a příprava k setí – kontrola
2. rotavátorování, zapravení hnoje orbou, seťová příprava pro setí oz. žita, na jaře desikace žita Roundupem, bezorebné setí do mulče secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
3. ponechání drnu přes zimu, podzimní aplikace přípravku Roundup, na jaře šikmé podrývání a bezorebné setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
4. ponechání drnu přes zimu, jarní aplikace Roundupu, na jaře šikmé podrývání a bezorebné setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
5. ponechání drnu přes zimu, na podzim aplikace Roundupu a šikmé podrývání, na jaře setí kukuřice bezorebně secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm

Tab. 1 Průměrný smyv půdy ($t \cdot ha^{-1}$) za rok kukuřice po jetelotrávě

Varianty agrotechniky	Smyv půdy
1 org. hnoj. + orba – kontrola	0,043
2 org. hnoj. + orba + žito – desikace jaro	0
3 podz. Round. + jar. kypř.	0
4 jar. Round. + jar. kypř.	0
5 podz. Round. + podz. kypř.	0

Variety agrotechniky ke kukuřici na siláž po jarním ječmeni:

1. ponechání strniště včetně rozřezané slámy po sklizni ječmene, na jaře šikmé podrývání, bezorebné setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
2. ponechání strniště, na podzim šikmé podrývání, na jaře bezorebné setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
3. na podzim tradiční příprava pro osev vymrzající plodiny (hořčice bílá, svazenka) s organickým hnojením a orbou, na jaře setí do zbytků organické hmoty secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
4. na podzim tradiční příprava pro výsev oz. žito se zaorávkou hnoje, na jaře desikace žita Roundupem a setí do mulče secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
5. tradiční příprava a setí – kontrola

Tab. 2 *Průměrný smyv půdy ($t \cdot ha^{-1}$) kukuřice po ječmeni jarním*

Variety agrotechniky	Smyv půdy
1 jar. kypření	0,101
2 podzim. kypření	0,158
3 org. hnoj. + orba + hořčice	0,061
4 org. hnoj. + orba + žito – jar. desikace	0,051
5 org. hnoj. + orba – kontrola	0,657

Řepařská výrobní oblast

Variety agrotechniky ke kukuřici na siláž pěstované v monokultuře:

1. tradiční – orba na 0,22 m, kypření na 0,4 m šikmým kypřičem, smykování, setí secím strojem Becker na vzdálenost 13 x 70 cm, válení
2. setí do hrůbků – kombinátorování, kypření, hrobkování hrobkovačem upraveným firmou Monsanto (na podzim), setí secím strojem Kinze na vzdálenost 13 x 70 cm
3. bezorebné setí do vymrzající plodiny hořčice – na podzim kypření a setí krycí plodiny hořčice, na jaře použit herbicid Roundup k desikaci zbytků hořčice v dávce $1 l \cdot ha^{-1} / 100 l$ vody (většinou však vymrzne sama), do mulče přímé setí secím strojem Kinze na vzdálenost 13 x 70 cm

Tab. 3 *Průměrný smyv půdy ($t \cdot ha^{-1}$) kukuřice po kukuřici*

Variety agrotechniky	Smyv půdy
1 tradiční zpracování půdy	1,700
2 setí do hrůbků	3,095
3 bez zpracování + meziplodina	0,050

Kukuřičná výrobní oblast

Variety agrotechniky ke kukuřici na siláž po kukuřici:

1. podrývání 0,30 m (podzim), kypření 0,10 m (jaro), setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
2. orba 0,22 m, na podzim zaseta meziplodina oz. žito, na jaře desikace Roundupem, setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
3. výsev do nezpracované půdy – bez mulče, secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
4. tradiční zpracování (orba 0,22 m), secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm
5. setí do hrůbků, připravených na podzim po vrstevnici a jejich obnova při výšce kukuřice cca 0,4 m, setí secím strojem RKS 1 – 4 do sponu 15 x 70 cm

Tab. 4 *Průměrný smyv půdy ($t \cdot ha^{-1}$) kukuřice po kukuřici*

Varianty agrotechniky	Smyv půdy
1 podz. podryvání, jar. kypření	0,770
2 orba + oz. žito, jarní desikace	0
3 bez zpracování	1,411
4 tradiční zpracování půdy	0,160
5 setí do hrůbků	0,550

Z uvedených tabulek zjištěných smyvů půdy je patrné, že pouze varianty se zasetou meziplodinou vymrzající (hořčice) nebo přezimující a na jaře desikovanou (žito) nám zaručují díky pokryvu půdy její dostatečnou protierozní ochranu. Toto půdoochranné zakládání porostů je tedy základem protierozního opatření. Je maximálně šetrné k přírodnímu prostředí v aspektech čistoty vody, vzduchu a kvality půdy a podporují udržitelný zemědělský systém. Zemědělské podniky, zejména v oblastech s vyšším potenciálním erozním ohrožením půd, by měly věnovat zvýšenou pozornost hospodaření na půdě a zvolit vhodné agrotechnické opatření s uplatněním dostupných biologických, agrotechnických a agromelioračních protierozních postupů. Týká se to především správného založení porostu, setí do mulče (posklizňové zbytky, vymrznuté meziplodiny), kypření s minimálním narušením povrchu půdy.

Podceňovat riziko vodní eroze v současné době, kdy jsou ohrožovány svažité pozemky přívalovými dešti stále častěji, může mít katastrofické následky.

MIMOPRODUKČNÉ FUNKCIE PÔD SR A NEGATÍVNA ANTROPIZÁCIA

Extra-productive functions of soils in Slovak Republic and negative anthropization

Zoltán BEDRNA

*Katedra pedológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského v Bratislave,
Mlynská dolina B 2, 842 15 Bratislava 4*

Abstrakt

Mimoprodukčné funkcie pôdy: transformačná, akumulčná, filtračná, transportná, tlmivá a asanačná majú v jednotlivých typoch pôd Slovenska veľkú variabilitu ich kvality. Príčinou je rozdielny obsah uhličitánov, zrnitosť a degradácia negatívnou antropizáciou. Najnižšia variabilita je zaznamenaná u organozemí (5 – 20 %) a najvyššia u litozemí (50 – 70 %).

Kľúčové slová: funkcie pôd, negatívna antropizácia, Slovensko

Abstract

Extra-productive soil functions: transformation, accumulation, filtering, transporting, buffering and sanitary have characterized by high variability of their quality in particular soil types of Slovakia. It is caused by different content of carbonates, soil texture and degradation by negative anthropization, as well. The lowest variability has recognized at Histosols (5 – 20 %) and the highest one was at Leptosols (50 – 70 %).

Key words: functions of soil, negative anthropization, Slovakia

ÚVOD

Funkcia pôdy je jej schopnosť zabezpečovať, alebo sa podieľať na niektorých ekologických, environmentálnych a socio-ekonomických javoch a činnostiach v prírode (Bedrna, 2002). Juráni (in Demo a kol., 1998) rozdelil funkcie pôdy na produkčné a mimoprodukčné. Do mimoprodukčných funkcií pôdy zaradil: filtračnú, tlmivú, transformačnú, akumulčnú, transportnú, pôdu ako biologický habitat a génovú rezervu, asanačnú, historické médium, zdroj energie a surovín a priestor pre ľudskú aktivitu.

Pri filtračnej, tlmivej, transformačnej, akumulčnej a transportnej uviedol aj percentuálny relatívny rozsah týchto funkcií v jednotlivých typoch pôd Slovenska. Černozem a čiernica majú najväčší zo všetkých typov pôd rozsah transformačnej, akumulčnej, filtračnej a tlmivej funkcie pôdy. Transportnou funkciou sa najviac vyznačujú pôdy s výparným, prípadne aj priesakovým typom vodného režimu: slanec, slanisko, podzol a pseudoglej. Litozem, regozem a ranker sú typy pôd s najnižšou transformačnou, akumulčnou, filtračnou a tlmivou funkciou. Najmä pri filtračnej a transportnej funkcii sa k nim pridružuje viac typov pôd, ako napr. ranker, rendzina, smonica, organozem, fluvizem a iné typy pôd.

Experimentálne práce však ukázali (Bedrna, 2003a), že odhad rozsahu tlmivej funkcie pri pôsobení acidifikácie a alkalizácie pôdy čiastočne neodpovedá uvedeným údajom. Zatiaľ čo všetky karbonátové variety jednotlivých typov pôd a nielen černozem a čiernica majú 100 % tlmivú schopnosť, pri nekarbonátových litozemiach a regozemiach to je 30 – 50 % namiesto 20 – 40 % a pri podzoloch 40 % namiesto 20 %.

Nakoľko kvalita pôdy sa môže definovať aj ako schopnosť pôdy plniť jednotlivé funkcie (Doran, Parkin, 1994), jednou z možností odhadu kvality pôd je aj rozsah nielen produkčných, ale aj mimoprodukčných funkcií. Kvalitu pôdy môžeme navyše ovplyvniť degradačnými procesmi negatívnej antropizácie (Šarapatka, Malý, 2002), na čo môže vhodne poukázať aj zmena rozsahu a kvality mimoprodukčných funkcií pôd vplyvom negatívnej antropizácie.

Cieľ tohto príspevku je teda poukázať na rozsah zmien v kvalite mimoprodukčných funkcií v širšej škále pôd Slovenska v dôsledku najvýznamnejších negatívnych antropizačných vplyvov.

METODIKA

K odhadu rozsahu zmien v kvalite mimoprodukčných funkcií sme použili štvorstupňovú škálu: žiadna, slabá, stredná, silná. Podľa Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska (Kolektív, 2000) sme vybrali 30 najreprezentatívnejších skupín pôdných typov, druhov a variet pôd. Pri zostavovaní a hodnotení vplyvu negatívnej antropizácie na kvalitu mimoprodukčných funkcií sme využili skúsenosti uvedené v príspevku o antropizácii pôdy a jej kvalite (Bedrna, 2003b).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Zhodnotenie zmeny kvality mimoprodukčných funkcií väčšieho počtu pôd Slovenska zapríčinenou vybranými spôsobmi negatívnej antropizácie (tab. 1) umožňuje predovšetkým sa vyjadriť k relatívnemu rozsahu variability jednotlivých funkcií publikovaných Juránim (in Demo a kol., 1998). Navyše poukazuje na celkovú pružnosť a odolnosť, či citlivosť a náchylnosť jednotlivých pôd Slovenska na vybraný súbor negatívnych vplyvov človeka na pôdu.

Ukázalo sa, že najväčšiu variabilitu 50 % a viac, s najväčším počtom zmeny kvality najvyššieho stupňa „c“ majú litozeme, regozeme, pseudogleje, podzoly a gleje. V spomínanej práci to sú vo všetkých prípadoch len litozeme a pri niektorých funkciách navyše aj regozeme, rankre, rendziny, pararendziny, prípadne kambizeme (transportná funkcia). Aj keď prihliadneme na skutočnosť, že sa nehodnotili všetky možné antropogénne a prírodné faktory vplývajúce na variabilitu jednotlivých funkcií, hlbšia analýza odhadov poukazuje na potrebu upresnenia pôvodných údajov. V prípade regozemí to sú karbonátové variety a zrnitosť, ktoré v značnej miere prispievajú k väčšiemu rozptylu minimálnych a maximálnych hodnôt jednotlivých mimoprodukčných, ale aj produkčných funkcií pôdy.

Pseudogleje a gleje sa vyznačujú širokou škálou labilných fyzikálnych, chemických a biologických parametrov. Prispieva k tomu najmä zrnitosť, obsah uhličitánov a organických látok (gleje), ale tiež značná náchylnosť na vodnú eróziu (pseudogleje). Podzoly na Slovensku sa vyskytujú ako v horských oblastiach, kde sa vyznačujú skeletnosťou a náchylnosťou na vodnú eróziu, tak aj v nížinách na eolických viatych pieskoch. Patria k pôdam nesmierne citlivým k akejkoľvek degradácii.

Najmenšou variabilitou hodnoty a kvality jednotlivých mimoprodukčných funkcií pôdy sa podľa Jurániho (in Demo a kol., 1998) vyznačujú černozeme a smonice (transportná), černozeme, smonice a organozeme (akumulačná), černozeme, čiernice a hnedozeme (filtročná), slaniská a slance (transportná), černozeme a čiernice (tlmivá). Aj podľa našich údajov skutočne tieto pôdy podľa svojich mimoprodukčných funkcií v prírode patria k najmenej citlivým pôdnym typom.

Z tejto skupiny pôd sa ale vymykajú organozeme a to ako pôdy nesmierne stabilné voči degradácii. V tejto súvislosti sa vynára problém podcenenia rozsahu jednotlivých funkcií tohto pôdneho typu. Pri mimoprodukčných funkciách je určite na úrovni černozemí a čiernic. Nezaostáva v tom ani ich produkčná funkcia tvorby prírodnej biomasy rastlín. Pôvodný kvalifikovaný odhad bol zrejme silne ovplyvnený možnosťami tvorby biomasy kultúrnych pestovaných rastlín.

Z celkového hodnotenia variability rozsahu mimoprodukčných funkcií jednotlivých pôdných typov, druhov a variet vyplýva, že je oveľa väčšia ako sa pôvodne udávala. Najnižšiu variabilitu kvality jednotlivých mimoprodukčných funkcií majú jednoznačne organozeme (5 – 20 %) a najvyššiu litozeme (50 – 70 %). Z tejto skutočnosti vyplývajú aj značné rozdiely v kvalite nielen jednotlivých pôdných typov Slovenska, ale aj v rámci každého typu, s ohľadom na ich zrnitosť a obsah uhličitánov.

ZÁVER

Odhadom preskúmané zmeny v kvalite mnohých mimoprodukčných funkcií jednotlivých skupín pôd Slovenska vplyvom negatívnej antropizácie ukázali, že variabilita rozsahu degradácie je väčšia ako sa pôvodne uvažovalo. Najväčšiu variabilitu pri jednotlivých funkciách nemajú litozeme, regozeme, rankre, rendziny, pararendziny, kambizeme, fluvizeme a kultizeme, ale skôr litozeme, regozeme, pseudogleje, podzoly a gleje. Najmenšou variabilitou mimoprodukčných funkcií sa vyznačujú černozy, čiernice, smonice a organozeme. Organozeme majú jednoznačne najnižšiu (5 – 20 %), zatiaľ čo litozeme najvyššiu (50 – 70 %) variabilitu mimoprodukčných funkcií.

Podakovanie:

Spracovanie a uverejnenie tohto príspevku bolo umožnené vďaka grantovému projektu VEGA 1/9107/02.

LITERATÚRA

- Bedrna Z., 2002: Environmentálne pôdoznanectvo. Veda, Bratislava, 352 s.
- Bedrna Z., 2003a: Influence of negative anthropization on selected functions of soil (buffering). Ekológia (Bratislava), roč. 22, Supplement, p. 361 – 366.
- Bedrna Z., 2003b: Anthropization and soil quality. Phytopedon (Bratislava), roč. 2, č. 2, p. 17 – 20.
- Demo M. a kol., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPV Nitra, 302 s.
- Doran J.W., Parkin T.B., 1994: Defining and assessing soil quality. In: Doran J.W. et al. [ed.]: Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA spec. Publ. 35 Madison, Wi, p. 3 – 21.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 76 s.
- Šarapatka, B., Malý S., 2002: Vybrané pôdné charakteristiky jako indikátory kvality pôd. Prvé pôdoznanécké dni v SR. Diel A. Vysoké Tatry, VÚPOP, Bratislava, s. 119 – 121.

Tab. 1 Zmena kvality (0 = žiadna, a = slabá, b = stredná, c = silná) mimoprodukčných funkcií (P = transformačná, A = akumulčná, F = filtračná, T = transportná, B = tlmivá, S = asanačná) pôd SR (ČM = typ, l, s, t = druh, c = karbonátová varieta) negatívnou antropizáciou (1 = pedokompakcia, 2 = urýchlená erózia, 3 = acidifikácia, 4 = intoxikácia, 5 = mineralizácia humusu, 6 = únava, 7 = sekundárne zasolenie)

Skupina pôd	Zmena kvality jednotlivých mimoprodukčných funkcií	Početnosť
LI-s	P1c, P2c, P3c, P4c, P5c, P6a-b, P70, A1c, A2c, A3b, A4a, A5c, A60, A70, F1c, F2c, F3c, F4b, F5c, F60, F7c, T1c, T2c, T3b, T4a-b, T5c, T60, T7b-c, B1b-c, B2c, B3c, B4b-c, B5c, B60, B70, S10-a, S2b, S3c, S4c, S5c, S6c, S70	c = 26 0 = 9
LI^C-s	P1c, P20, P30, P4c, P5c, P6a-b, P70, A1c, A2c, A30, A4a, A5c, A60, A70, F1c, F2c, F30, F4a, F5c, F60, F7c, T1c, T2c, T30, T4a, T5c, T60, T7c, B10-a, B2c, B30, B4a-b, B5c, B60, B7c, S1c, S2c, S30, S4a, S5c, S6b, S70	c = 20 0 = 15
RM-I	P1c, P2c, P3c, P4c, P5c, P6a, P7c, A1c, A2c, A3a, A40, A5b-c, A60, A7a-b, F1b, F20, F3c, F4a, F5c, F60, F7c, T1c, T20, T30, T4b, T5b, T60, T7b-c, B10-a, B2a, B3c, B4a, B5c, B60, B7c, S1a, S2b, S3c, S4c, S5c, S6c, S7c	c = 22 0 = 9
RM^C-s	P1c, P2c, P30, P4c, P5c, P6a, P7c, A1c, A2c, A30, A40, A5c, A60, A7c, F1b, F20, F30, F4a, F5c, F60, F7c, T1c, T2c, T30, T4b, T5b, T60, T7c, B10, B2b-c, B30, B4a, B5c, B60, B7c, S1a, S2c, S30, S4a-b, S5c, S6c, S70	c = 20 0 = 14
FM-I	P1c, P20, P3c, P4c, P5c, P6a, P7c, A1c, A20, A3a, A40, A5b-c, A60, A7a-b, F1b, F20, F3b, F4a, F5c, F60, F7c, T1c, T20, T30, T4b, T5b, T60, T7b-c, B10-a, B20, B3c, B4a, B5c, B60, B7c, S1a, S20, S3c, S4c, S5c, S6c, S7a	c = 18 0 = 13

Skupina pôd	Zmena kvality jednotlivých mimoprodukčných funkcií	Početnosť
FM-s	P1a-b, P20, P3c, P4b, P5c, P60-a, P7c, A1b, A20, A3a, A40, A5c, A60, A7c, F1b, F20, F3c, F4a, F5c, F60, F7c, T1b, T20, T3b, T40, T5c, T60, T7b-c, B10-a, B20, B3c, B4a, B5c, B60, B7c, S10-a, S20, S3c, S4c, S5c, S6c, S7c	c = 18 0 = 15
FM-t ČA-t	P1b-c, P20, P3c, P4b, P5c, P6b, P7c, A1c, A20, A3b, A40, A5c, A60, A7c, F1c, F20, F3b, F40-a, F5c, F60, F7c, T1c, T20, T3a, T40, T5a-b, T60, T7c, B1b, B20, B3b-c, B40, B5b, B60, B7c, S1b, S20, S3b, S4b-c, S5b, S6b, S7c	c = 16 0 = 14
FM^C-l	P1b, P20, P30, P4c, P5c, P6c, P7c, A1b, A20, A30, A40, A5b-c, A60, A7c, F1a, F20, F30, F40, F5b-c, F60, F7b, T1b, T20, T30, T40, T5a, T60, T7b-c, B10, B20, B30, B40, B5c, B60, B7b, S1a, S20, S30, S4b, S5c, S6c, S7c	c = 12 0 = 21
FM^C-s ČA^C-s	P1a-b, P20, P30, P4a, P5c, P6b, P7c, A1b, A20, A30, A40, A5c, A60, A7c, F1b, F20, F30, F40, F5c, F60, F7c, T1b, T20, T30, T40, T5b, T60, T7c, B1b, B20, B30, B40, B5b, B60, B7c, S10, S20, S30, S4a, S5c, S6b, S7c	c = 10 0 = 21
FM^C-t	P1a, P20, P30, P4a, P5b-c, P6b, P7c, A1a, A20, A30, A40, A5b, A60, A7c, F1c, F20, F30, F40, F5b, F60, F7b, T1b-c, T20, T30, T40, T5b-c, T60, T7c, B10, B20, B30, B40, B5b-c, B60, B7a, S10, S20, S30, S4b, S5b-c, S6b-c, S7c	c = 11 0 = 22
RA-s PR-s	P1b, P2a-b, P3c, P4b, P5c, P60-a, P70, A1c, A2c, A3a, A4b, A5b, A60, A70, F1a, F2c, F3c, F40, F5c, F60, F70, T1c, T2c, T3c, T40, T5c, T60, T70, B10-a, B2c, B3b, B40, B5c, B60, B70, S10-a, S2c, S3b, S4b, S5c, S6b-c, S70	c = 16 0 = 16
RA-t PR-t	P1b-c, P2b, P3c, P4a, P5c, P60-a, P70, A1c, A2c, A3a, A4a, A5b-c, A60, A70, F1b, F2c, F3c, F40, F5c, F60, F70, T1c, T2c, T3c, T40, T5c, T60, T70, B10-a, B2c, B3a, B4a, B5c, B60, B70, S10-a, S2c, S3a, S4b, S5c, S6b-c, S70	c = 18 0 = 15
RA^C-s PR^C-s	P1a-c, P2c, P30, P40, P5c, P60-a, P70, A1c, A2c, A30, A4a, A5b, A60, A70, F1a, F2c, F30, F4a, F5c, F60, F70, T1b, T2c, T30, T4a, T5b, T60, T70, B10, B2c, B30, B4a, B5b-c, B60, B70, S1b, S2c, S30, S4a, S5c, S6a, S70	c = 12 0 = 19
RA^C-t PR^C-t	P1c, P2c, P30, P40, P5c, P60-a, P70, A1b-c, A2c, A30, A40, A5b, A60, A70, F1a, F2c, F30, F40, F5c, F60, F70, T1b, T2c, T30-a, T40, T5a, T60, T70, B10, B2b, B30, B40, B5c, B60, B70, S1b, S2c, S30, S4a, S5c, S6a, S70	c = 11 0 = 23
SM-t	P1c, P2a, P3b, P4a, P5c, P6a, P7c, A1c, A2c, A3a, A40, A5b, A60, A7c, F1c, F2b, F3b, F40, F5c, F60, F7c, T1c, T2a-b, T3a, T40, T5b, T60, T7c, B1a, B2a, B3b-c, B40, B5a, B60, B7c, S1b, S2a, S3a, S4c, S5b, S6b, S7c	c = 15 0 = 8
SM^C-t	P1b, P20, P30, P40, P5c, P6a, P7b, A1a, A20, A30, A40, A5c, A60, A7c, F1b, F20, F30, F40, F5c, F60, F7c, T1b, T20, T30, T40, T5c, T60, T7c, B1a, B20, B30, B40, B5a, B60, B7c, S10, S20, S3, S40, S5c, S6a, S7c	c = 10 0 = 22
ČM^C-s	P1a, P2a-b, P30, P4a, P5b-c, P60, P7c, A1a-b, A2b, A30, A40, A5a, A60, A7b, F1a, F2a, F3b, F40, F5b-c, F60, F7b, T1a, T2a, T30, T40, T5b, T60, T7c, B10, B20, B30, B40, B5a-b, B60, B7c, S10, S2a, S3b, S4b-c, S5b, S6b, S7c	c = 7 0 = 16
ČM-s HM-s	P1a, P20, P3a-b, P4a-b, P5b, P6b, P7a-c, A1b, A2a-b, A30, A40, A5b, A60, A7c, F1b, F2b, F3a-b, F4a-b, F5c, F60, F7c, T10, T20, T30, T4a, T50, T60, T7a-b, B1b, B2c, B3c, B4a-b, B5b, B60, B7c, S10, S2b, S3c, S4c, S5c, S6b-c, S7c	c = 12 0 = 12

Skupina pôd	Zmena kvality jednotlivých mimoprodukčných funkcií	Početnosť
KM-I	P1a, P2c, P3c, P4c, P5c, P6b, P70, A1a, A2c, A3b, A4a, A5c, A60, A70, F1a, F2b-c, F3a, F40, F5c, F60, F70, T1a, T2c, T3c, T40, T5c, T60, T70, B10, B2c, B3c, B40, B5c, B60, B70, S1a, S2c, S3c, S4c, S5c, S6c, S70	c = 19 0 = 14
KM-s	P1a-b, P2b-c, P3c, P4c, P5c, P60-a, P70, A1b, A2c, A3a-b, A4b, A5c, A60, A70, F1b, F2b-c, F3b, F40, F5c, F60, F7c, T1b, T2c, T3c, T40, T5b, T60, T70, B10, B2b-c, B30, B4a, B5c, B60, B7c, S1a, S2c, S30, S4a-b, S5c, S6c, S70	c = 17 0 = 14
KM-t	P1c, P2b-c, P3b-c, P4b-c, P5c, P60, P70, A1c, A2b-c, A3a, A4b, A5b-c, A60, A70, F1b-c, F2b, F30, F40, F5b-c, F60, F70, T1b, T2c, T3b, T40, T5b-c, T60, T70, B1b, B2b-c, B3c, B40, B5b, B60, B70, S10, S2a, S3b-c, S4b, S5c, S6c, S70	c = 17 0 = 16
PZ-I	P1a-b, P2b, P3c, P4c, P5c, P6b, P70, A1c, A2c, A3c, A4b, A5c, A6b, A70, F1c, F2c, F3c, F4b, F5c, F6a, F70, T1c, T2c, T3c, T4a-b, T5c, T6b, T70, B1c, B2c, B3c, B4b, B5c, B60, B70, S1b, S2c, S3c, S4c, S5c, S6b, S70	c = 23 0 = 7
LM-s PG-s	P1c, P2c, P3c, P4b, P5c, P6a-b, P70, A1c, A2a-b, A3c, A4b, A5c, A6b, A70, F1c, F2c, F3c, F4b, F5c, F60, F70, T1c, T2a-b, T30, T40, T5b, T60, T70, B1a, B2c, B3c, B4a-b, B5b, B60, B70, S1b, S2c, S3b-c, S4a, S5c, S6c, S70	c = 18 0 = 11
PG-t	P1c, P2c, P3c, P4b-c, P5c, P6b-c, P70, A1c, A2c, A3c, A4b, A5c, A6a, A70, F1c, F2c, F3c, F4c, F5c, F6b, F70, T1c, T2b-c, T3c, T4a, T5b, T60, T70, B1b, B2c, B3c, B4b-c, B5c, B60, B70, S1c, S2c, S3c, S4a-b, S5c, S6c, S70	c = 27 0 = 8
GL-s	P1a-b, P20, P3c, P4c, P5c, P6c, P7c, A1b-c, A20, A3c, A40, A5c, A60, A7c, F1b, F20, F3c, F4a, F5c, F60, F7c, T1b, T20, T3b, T40, T5c, T60, T7c, B10-a, B20, B3c, B4b, B5c, B6a-b, B7c, S10-a, S20, S3c, S4c, S5c, S6c, S7c	c = 22 0 = 13
GL^C-s	P1a-b, P20, P30, P4b, P5c, P6c, P7c, A1b, A20, A30, A40, A5c, A60, A7c, F1a, F20, F30, F4a, F5c, F60, F7c, T1a, T20, T30, T40, T5c, T60, T7c, B10, B20, B30, B4b, B5b-c, B6a, B7c, S10, S20, S30, S4c, S5c, S6c, S7c	c = 15 0 = 19
OM	P10, P20, P3c, P4a, P50, P60, P70, A10, A20, A30, A40, A5a, A60, A7c, F10, F20, F30, F40, F50, F60, F7a-b, T1a, T20, T30, T4a, T5a, T60, T7c, B10, B20, B3c, B4a, B5a, B60, B7c, S10, S20, S3c, S4b, S5b, S6b, S7c	c = 7 0 = 24
OM^C	P10, P20, P30, P40, P50, P60, P70, A10, A20, A30, A40, A5a, A60, A7c, F10, F20, F30, F40, F50, F60, F7a, T1a, T20, T30, T40, T5a, T60, T7c, B10, B20, B30, B4a, B5a, B60, B7b, S10, S20, S30, S4a, S5b, S6a, S7b	c = 2 0 = 29
SC SK	P1c, P20, P3b, P4c, P5c, P6b, P70, A1c, A20, A3c, A4a, A5c, A60, A70, F1c, F20, F3b-c, F4a, F5c, F60, F7c, T1c, T20, T3a-b, T4a, T5a-b, T60, T7c, B1a, B20, B3c, B4a-b, B5c, B60, B7c, S1a, S20, S3b, S4b-c, S5c, S6c, S70	c = 18 0 = 13

VIACNÁSOBNÝ STRES PÔDNEHO PROSTREDIA AKO PRÍČINA ZHORŠENÉHO ZDRAVOTNÉHO STAVU SMREKA NA MARTINSKÝCH HOLIACH

Soil environment multiple stress as a reason of deteriorated health condition of spruce on Martinské Hole

Gabriela ČEMANOVÁ

Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, cemanova@fns.uniba.sk

Abstrakt

Príspevok je venovaný problematike degradácie lesov na Martinských holiach (Malá Fatra) z pohľadu chemických vlastností skúmaných pôd. Pôdne prostredie spolu s prítomnosťou ťažkých kovov negatívne ovplyvňuje zdravotný stav smreka, ktorý sa na študovanom území prejavuje žltnutím ihličia až uhynutím. Skúmané pôdy predstavujú tri pôdne profily klasifikované ako podzol kambizemný organozemný a podzol kambizemný humusovo-železitý. Nízke pH zaraďuje podzol medzi najkyslejšie pôdy Slovenska, z čoho vyplýva aj extrémny nedostatok zásoby bázičných kationov v sorpčnom komplexe. Obsahy rastlinám prístupných foriem živín draslíka, ale predovšetkým fosforu sa ukázali nedostatočné. Z hľadiska pufracných mechanizmov sa do pôdy uvoľňuje vysoké množstvo výmenného hliníka, ktorý hlavne v nadložných horizontoch dosahuje extrémne vysoké hodnoty a pôsobí fytotoxicky na koreňový systém. Na základe monitoringu ťažkých kovov v slovenských pôdach sme analyzovali celkové množstvo olova, chrómu a ortute. Dokázaná bola kontaminácia pôdy olovom a v ihličí nadlimitné hodnoty ortuti. Stanovené množstvo horčíka v ihličí výrazne zaostáva za jeho optimom pre smrek. Zistené skutočnosti znižujú vitalitu smreka a vo vzájomnej interakcii sa podieľajú na degradácii smrekových porastov na Martinských holiach.

Kľúčové slová: pôda, viacnásobný stres, smrek zdravotný stav

Abstract

The contribution deals with the forest degradation in the Martinské hole (Malá Fatra Mts.) in view of the chemical soil properties. Soil conditions together with the heavy metal presence negatively affect the spruce health resulting in needle yellowing to dead trees. The study soils represent tree soil profiles classified as Enti-Histic Podzol and Enti-Haplic Podzol. Podzol is regarded to the most acid Slovakian soils with the extreme deficiency of the base cations in the study soils. Contents of the plant accessible potassium, but mostly phosphorus, occur in deficient amounts. On the grounds of the activate buffer mechanism, high content of the exchangeable aluminium is released into the soil and in the upper horizons extremely high values of aluminium affect phytotoxically on the roots. According to the monitoring of heavy metals in the Slovakian soils there were analysed lead, chromium and mercury. Lead contamination was established in the soil and mercury exceed occurs in the needles. Magnesium quantity in the needles is insufficient and it does not reach its optimum for spruce trees. These conditions reduce the vitality of the spruce trees and altogether participate on the spruce degradation in the Martinské hole Mts.

Key words: soil, multiple stress, spruce, health condition

ÚVOD

Už v 40-tich rokoch minulého storočia bolo zaznamenané poškodenie smrekových porastov pod úrovňou hrebeňa Martinských holí (obr. 1). Odumieranie lesných porastov je zaznamenané na rozsiahlych územiach celého sveta. Poškodzovanie lesov nie je ani u nás ničím novým, keďže sú známe zhoršenia zdravotného stavu hlavne u smreka a jedle. Rozsiahlejšie poškodzovanie lesných porastov je spôsobované prirodzenými faktormi (napr. lesné požiare, škodcovia, búrky, suché obdobia) a antropogénnymi faktormi (napr. znečistené ovzdušie, nadmerná ťažba a pastva), no najpravdepodobnejšia je ich vzájomná interakcia.

Účinnosť toho ktorého faktora závisí od vlastností ekosystému. Svetová literatúra sa zmieňuje o nasledovných hypotézach odumierania lesov:

- (i) acidifikácia a toxicita hliníka,
- (ii) pôsobenie ozónu,
- (iii) nedostatok horčíka,
- (iv) nadbytok dusíka v pôde a
- (v) viacnásobný stres (Stanners et Bourdau (eds.) 1995).

Pôsobenie väčšiny týchto faktorov sa uskutočňuje prostredníctvom pôdneho prostredia. V príspevku sa venujeme analýze niektorých rizík pôdneho prostredia, ktoré v kumulatívnom pôsobení znižujú vitalitu smrekových porastov natoľko, že môže dôjsť až k ich odumieraniu. Medzi pozorované edafické faktory patria:

- (a) prirodzene kyslé pôdne prostredie,
- (b) prejavy acidifikácie a fytotoxického pôsobenia hliníka,
- (c) nepriaznivý režim fosforu a draslíka,
- (d) povrchové zamokrenie,
- (e) vplyv ťažkých kovov.

Obr. 1. *Stav smrekového porastu zo 40-tich rokov 20. storočia na Martinských holiach*
(foto Ján Futák)



VÝSLEDKY A DISKUSIA

Prirodzene kyslé a dystrické pôdne prostredie

Vo vrcholovej časti Martinských holí tvorí pôdny kryt komplex podzolov kambizemných, humusovo-železitých a organozemných (PZkz, PZkt – klasifikácia podľa Kolektív 2000). Pôdne

prostredie je prirodzene extrémne kyslé s nízkou zásobou bázičných kationov (tab. 1). Výsledky nie sú netypické pre podzolové pôdy a samé osebe neznamenujú limitujúci faktor rastu smrekových porastov, no v každom prípade predstavujú extrémne pôdno-edafické prostredie.

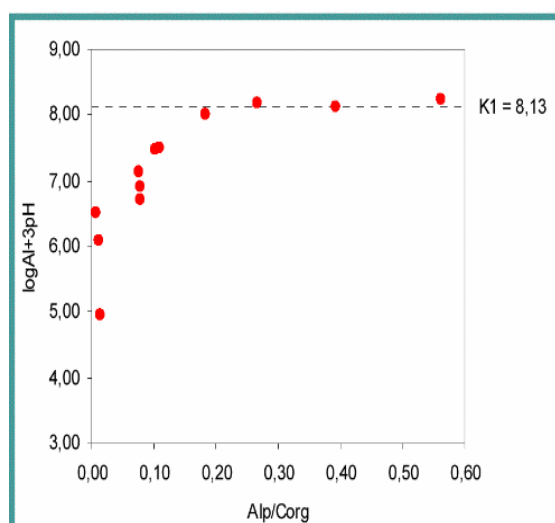
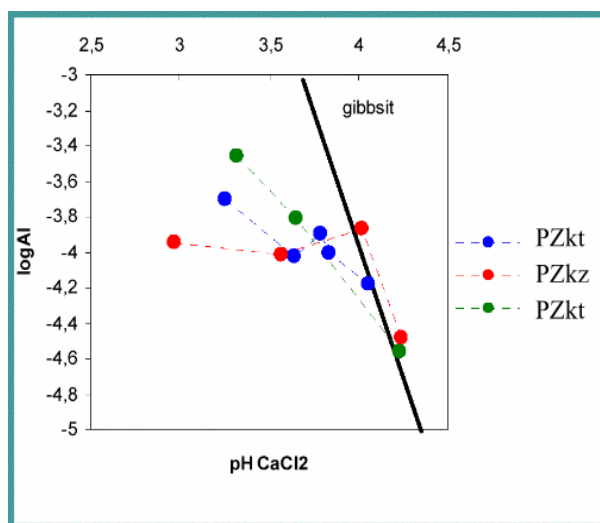
Tab.1 *Aktívne pH a vlastnosti sorpčného komplexu troch pôdných profilov podzolov (Martinské hole)*

sonda	horizont	pH H ₂ O	H	S	KVK	V
			[cmol+/kg]	[cmol+/kg]	[cmol+/kg]	%
PZkt	O(h)	3,46	18,8	0,8	19,6	4,1
	Aop	4,04	15,4	0,8	16,2	4,9
	Bsv1	4,39	14,0	0,8	14,8	5,4
	Bsv2	4,02	14,6	0,5	15,1	3,3
	B/C	4,33	12,8	0+	12,8	0+
PZkz	Aop	3,67	17,8	6,8	24,6	27,6
	Bsh	3,76	16,6	0,8	17,4	4,6
	Bsv	4,3	13,0	0,8	13,8	5,8
	B/C	4,41	8,8	0+	8,8	0+
PZkt	Oh	3,51	18,8	2,4	21,2	11,3
	A/B	4,12	16,6	2,8	19,4	14,4
	Bsv	4,88	10,0	0+	10,0	0+

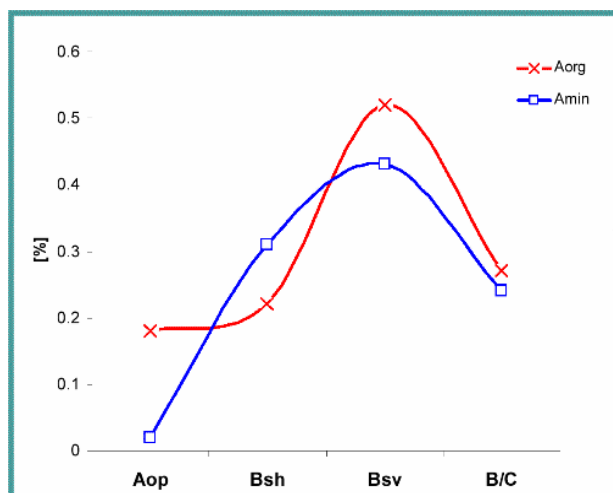
Prejavy acidifikácie a fytotoxické pôsobenie hliníka

Podzolové pôdy sa nachádzajú v pufráčnej oblasti hliníka (Ulrich 1983), kde je aktivita fytotoxického iónu Al^{3+} veľmi vysoká. Tlmenie kyslosti sa uskutočňuje prostredníctvom rozpúšťania substancí obsahujúcich reaktívny minerálny alebo organický pedogénny Al (Wesselink et al., 1996) v závislosti od pH a množstva organického uhlíka, resp. jeho nasýtenia hliníkom (obr. 2a, 2b). Kyslejšie horizonty s dostatočným obsahom organických zlúčenín obsahujú výraznejší podiel organicky viazaného Al, pričom minerálne horizonty s vyšším pH vykazujú tlmenie acidity rozpúšťaním minerálneho pedogénneho Al. Typický priebeh distribúcie reaktívnej fázy Al pre podzol kambizemný humusovo-železitý je znázornený na obr. 3. Vysoké obsahy výmenného Al (v 1N KCl) poukazujú na výrazne stresové pôdne prostredie pre rastlinstvo (tab. 2). Výmenný Al sa v extrémne vysokých hodnotách vyskytuje predovšetkým v nadložných horizontoch.

Obr. 2a *Diagram rozpustnosti Al v závislosti od pH* Obr. 2b *Diagram rozpustnosti Al v závislosti od pH a nasýtenia organickej hmoty hliníkom*



Obr. 3 *Profilová distribúcia organického a minerálneho hliníka (PZkz)*



Tab. 2 *Obsah výmenného Al v 1N KCl*

sonda	horizont	pH KCl	Al ³⁺ [mg/kg]
PZkt	O(h)	3,41	860
	Aop	3,83	495
	Bsv1	4,00	405
	Bsv2	4,07	383
	B/C	4,23	232
PZkz	Aop	3,01	675
	Bsh	3,63	698
	Bsv	4,09	338
	B/C	4,28	187
PZkt	Oh	3,29	990
	A/B	3,78	540
	Bsv	4,41	128

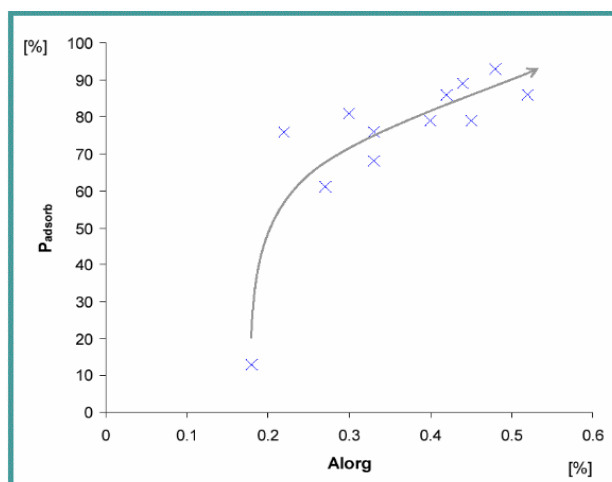
Nepriaznivý režim fosforu a draslíka

Pozorovaný bol veľmi nízky obsah rastlinám prístupného fosforu a stredný obsah prístupného draslíka (tab. 3), ktoré sa môžu prejavovať ako deficitné pre populácie smreka na Martinských holiach. Vysoké množstvo aktívneho pedogénneho hliníka podmieňuje chemisorpciu fosforečnanov (obr. 4), čím sa tiež zhoršuje režim tejto živiny.

Tab. 3 *Obsahy fosforu a draslíka vo výluhu Mehlich II*

sonda	horizont	P _{MEHL II} [mg/kg]	K _{MEHL II} [mg/kg]
PZkt	O(h)	1,363	201
	Aop	0,708	118
	Bsv1	0,381	77
	Bsv2	0,194	99
	B/C	0,615	38
PZkz	Aop	15,019	273
	Bsh	0+	88
	Bsv	0,100	81
	B/C	0,802	73
PZkt	Oh	0,802	174
	A/B	0,474	64
	Bsv	0,802	73

Obr. 4 *Závislosť retencie fosforu od množstva organicky viazaného hliníka*



Vplyv povrchového zamokrenia

Smrek ako relatívne plytko koreniaca drevina má na stanovištiach s povrchovým zamokrením na kyslých pôdach (podzol organozemný) zníženú vitalitu a je náchylnejší na kumulatívny stres (obr. 5). Povrchové zamokrenie v hĺbnej časti Martinských holí je pomerne častý jav, na ktorom sa pravdepodobne výraznou mierou podieľalo aj odlesnenie.

Obr. 5 Povrchové zamokrenie podvrcholovej časti Martinských holí



Ťažké kovy (Pb, Hg a Cr) v pôde a v ihličí, deficit horčika

Na základe monitoringu zdravotného stavu lesov Slovenska (Bucha et al., 1998) boli pre analýzu celkových obsahov v ihličí a v pôde vybrané ťažké kovy olovo, ortuť a chróm. U olova bola prekročená požadovaná A hodnota v humusovom horizonte. Kontaminácia pôdy olovom prekročením indikačnej B hodnoty (150 mg/kg) bola zistená v nadložnom Oh-horizonte podzolu kambizemného organozemného. Zvýšené obsahy olova vo vrchných horizontoch sú odrazom prirodzenej asociácie olova s organickými látkami a indikujú imisné zaťaženie pôdy. Bolo zistené prekročenie referenčnej A hodnoty pri ortuti v nadložnom Oh-horizonte sondy PZkt. V prípade chrómu žiadna z pôdnych vzoriek neprekročila referenčné A hodnoty pre chróm.

V ihličí hynúcich smrekov bolo stanovené nízke množstvo horčika (308 – 554 mg.kg⁻¹), pričom zdravé jedince majú v ihličí stredné obsahy Mg (727 – 866 mg.kg⁻¹). Vzhľadom k optimu (15 000 mg.kg⁻¹ – Stefan et al. 1996) sa horčík prejavuje ako deficitná mikroživina. Obsahy kovov v ihličí hynúcich a zdravých smrekov sú zhrnuté v tab. 4.

Tab. 4 Obsahy Pb, Hg a Cr v ihličí hynúcich a zdravých jedincov smreka na Martinských holiach

sonda	smrek	Pb	Cr	Hg
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
PZkt	hynúci	1.43	0.399	0.062
	zdravý	pod 1,2	0.400	0.170*
PZkz	hynúci	1.8	0.524	0.197*
	zdravý	pod 1,2	0.327	0.039
PZkt	hynúci	1.93	0.318	0.060
	zdravý	pod 1,2	0.138	0.034

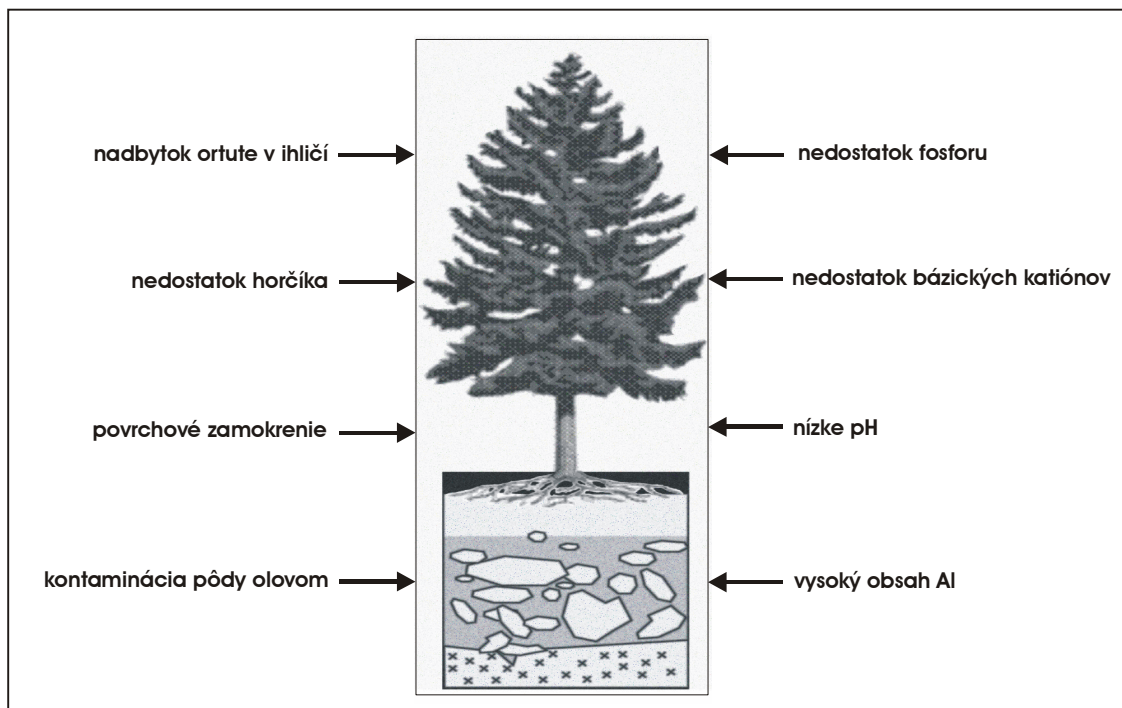
* - prekročená limitná hodnota

ZÁVER

Na nepriaznivom zdravotnom stave populácií smreka na Martinských holiach sa kumulatívne podieľa niekoľko pôdnych vlastností (obr. 6). Hoci jednotlivo nemusia znamenať kritickú záťaž pre

lesné ekosystémy, vo vzájomnom spolupôsobení znižujú vitalitu jedincov (Obr.7). Ekosystém smrekového lesa tvorí zložitý komplex navzájom previazaných väzieb a záťaž či narušenie niektorej z nich môže viesť k degradácii lesa.

Obr.6 Znárodnenie jednotlivých záťaží vplývajúcych na degradáciu smrekového lesa na Martinských holiach



Obr. 7 Súčasný stav smrekového porastu na Martinských holiach



LITERATÚRA

- Bucha, T., Maňkovská, B., Miňďáš, J., Pajtik, J., Pavlenda, P., Raši, R., 1998: Zdravotný stav lesov Slovenska. Správa z monitoringu. Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 55 s.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, Societas pedologica Slovaca, Bratislava, s. 76.
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R., 1996: Forest foliar condition report. ICP Forests, UN/ECE, FBVA Wien, 144 p.
- Stanners, D., Bourdau, P. (eds.), 1995: Forest Degradation. Europe's Environment. The Dobříš Assessment, European Environment Agency, Copenhagen., p. 558-567.
- Ulrich, B., 1983: Soil acidity and its relations to acid deposition. – In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. – D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, p. 127-146.
- Wesselink, L.G., Van Breemen, N., Mulder, J., Janssen, P.H., 1996: A simple model of soil organic matter complexation to predict the solubility of aluminium in acid forest soils. European Journal of Soil Science, 47: p. 373-384. H

CHEMICKÁ DEGRADÁCIA PÔD, JEJ PRÍČINY A MOŽNÉ ENVIRONMENTÁLNE DOPADY NA SLOVENSKU

(*klúčový referát, téma III – Kontaminácia, acidifikácia a ostaté formy chemickej degradácie*)

Chemical Degradation of Soils, its Causes and Possible Environmental Impact in Slovakia

Ján ČURLÍK

Štátny geologický ústav D. Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava,
e-mail: curlik@gssr.sk

ÚVOD

Aktivity človeka vo vzťahu k pôde sú v súčasnosti smerované často tak necitlivo, že v nich spôsobujú celý rad negatívnych zmien. A to od zníženia potenciálnej úrodnosti, až po nenávratnú stratu pôd. Týmto procesom súborne hovoríme *antropogénna degradácia*. Všeobecne pod tým rozumieme *permanentné, alebo ireverzibilné zmeny v štruktúrach a funkciách pôd, alebo ich úplnú stratu, prípadne človekom indukované stresy, ktoré prekračujú kritickú kapacitu pôd im odolávať*. (GAC,1994).

Degradácia pôd vo svete nie je len nejakou okrajovou záležitosťou. Ako ukazujú výskumy vo svete celková výmera degradovaných pôd na povrchu kontinentov, ktoré nepokrývajú ľady (okolo 130 miliónov km²) sa odhaduje zhruba na 20 miliónov km², čiže 15 % celého povrchu kontinentov. Z toho vodná erózia predstavuje okolo 56 %, veterná erózia okolo 28 % a ostatné typy fyzikálnej degradácie 4 %. Chemická degradácia zasahuje podľa odhadu zhruba okolo 12 % z celkovej rozlohy degradovaných pôd. V týchto číslach nie sú evidované procesy latentného poškodenia lesných ekosystémov, ktoré prebiehajú dlhú dobu pôsobením rôznych faktorov, alebo biologická degradácia spojená so zmenou spoločenstiev pôdných organizmov.

Chemickú degradáciu pôd spôsobuje kyslý atmosféricky spad, akumulácia soli na povrchu a v profile pôd, aplikácia priemyselných hnojív a chemikálií do pôd, imisný vstup rizikových (toxických) látok do pôd. Spoločným dôsledkom pôsobenia týchto chemických stresov sú *acidifikácia, salinizácia (alkalizácia), kontaminácia (znečistenie) strata živín a organických látok, (eutrofizácia)*.

Hlavné typy chemickej degradácie pôd

V podstate môžeme vyčleniť štyri typy chemickej degradácie pôd (GAC,1994): *acidifikácia, salinizácia/ alkalizácia, kontaminácia/znečistenie, strata živín a/alebo organických látok*.

Acidifikácia pôd

Acidifikácia pôd a s ňou súvisiaca acidifikácia podzemných a povrchových vôd je prirodzený proces. Prebieha v podmienkach, kde je dostatok zrážok a dobrá drenáž. Je to proces dosť pomalý (napr. podzolizácia alebo dekalciifikácia).

Medzi najvýznamnejšie prirodzené faktory acidifikácie patria materské horniny (substráty) pôd (Tab.1). Pôdotvorné substráty, ktoré sú derivátmi materských hornín, dávajú základný rámec chemickému zloženiu pôd ale aj pôdnej reakcii (pH). Minerálne zložky uvoľňujú totiž do pôdneho roztoku ióny, ktoré určujú jeho reakciu. V skutočnosti je teda pH pôdy reakciou pôdneho roztoku.

Acidifikácii podliehajú viac tie pôdy, ktoré vznikli z kyslých materských hornín. Za kyslé sa považujú také (vyvreté a metamorfované) horniny, ktoré majú viac ako 65 hmotnostných % SiO₂ (kremeňa).

To súčasne znamená prevahu SiO_2 nad ostatnými oxidmi kovov v molekulárnych pomeroch. Avšak toto označenie nemá v tejto súvislosti presné vedecké základy lebo neutralizačný efekt je spojený s obsahom a uvoľňovaním alkalických kovov a kovov alkalických zemín v hornine. Rýchlosť rozpúšťania silikátových minerálov (živce a sľudy) je všeobecne nízka a preto tieto horniny v potrebnom časovom úseku nestačia dotovať do pôd dostatok neutralizujúcich bázičných iónov (Ca, Mg, Na, K).

Tab.1 *Prírodné a antropogénne faktory acidifikácie pôd (Čurlík 1994)*

Prírodné faktory	Antropické faktory
kyslé materské horniny dýchanie koreňov rozklad organických zvyškov (CO_2 , kyslé zložky, humus) vylúhovanie pôd vplyvom zrážok prírodné kyslé zložky (SO_x , NO_x , NH_x) nitrifikácia	zmena využitia zeme, zmena agrotechniky, nesprávne hnojenie (typ, dávkovanie), melioračné zásahy, priemyselné a komunálne odpady, suchý a mokrý kyslý spad na pôdy (kyslé dažde)

Čím je množstvo zrážok väčšie, tým sa tieto ióny rýchlejšie strácajú v dôsledku vylúhovania. Hovoríme, že také horniny poskytujú substráty pôd *s nízkou pufracnou schopnosťou*. Medzi také horniny na Slovensku patria granitoidy, ruly, fylity a svory, kremité porfýry a ryolity. V niektorých našich vysokohorských oblastiach, kde sa vyskytujú kyslé horniny kryštalinika tam sú prítomné aj prirodzene kyslé (podzolové) pôdy. Naopak horniny bohatšie na bázičné komponenty môžu zvetrávaním dopĺňať časť týchto zložiek do pôd a tým dlhšie prispievať k ich pufracnej schopnosti. Medzi také horniny patria andezity a bazalty, ich tufy a pyroklastiká, amfibolity, prípadne ich metamorfné deriváty. Samozrejme, že ak intenzita zvetrávacích procesov je dostatočná (najmä množstvo zrážok) a pôsobia dlho, potom aj tieto horniny môžu poskytovať kyslé pôdy.

Geochemická povaha sedimentárnych hornín a sedimentov mechanického pôvodu je zdedená od predchádzajúceho vývojového štádia, čiže od zachovania častíc pôvodných zdrojových hornín. Ak sa zachovali len inertnejšie zložky (kremeň), potom tieto horniny reagujú obdobne ako kyslé vyvreté a metamorfované horniny (majú kyslý charakter). Zo sedimentárnych hornín sem patria kremence, kremité pieskovce a kremité zlepenice. Najčastejšie sa vyskytujúce „kyslé“ sedimenty sú eolické (viate) piesky, aluviálne a morské piesky. Je pochopiteľné, že uvedené substráty poskytujú prirodzene kyslé pôdy. Aj v nižších polohách môžeme mať na pieskoch podzoly, dystrické a kyslé kambizeme (napr. Záhorská nížina).

Naproti tomu vápence (chemogénne a biogénne), dolomity, sliene, vápnité zlepenice, vápnité pieskovce, slienité bridlice a siltovce, sedimenty s prímiesou karbonátov ako spraše, vápnité íly a piesky, poskytujú obvykle substráty *s vysokou pufracnou schopnosťou*. Je to vďaka obsahu Ca a Mg, ktoré sa relatívne rýchlo uvoľňujú do pôd vzhľadom na rozpustnosť karbonátov. Pri nízkych zrážkach aj pôdy na takých substrátoch ako sú vápnité eolické piesky si môžu dlhodobo zachovať neutrálny charakter. Napríklad černozeme na sprašiach a piesčitých sprašiach sa vyznačujú neutrálnou až slabou alkalickou reakciou lebo majú karbonátový charakter, ktorý sa zachováva vďaka nízkemu úhrnu zrážok.

Osobitným *potenciálnym zdrojom acidity* v horninovom prostredí je prítomnosť pyritu a niektorých iných sulfidických minerálov. Zvetrávanie pyritu za vzniku kyseliny sírovej, predstavuje významný lokálny (potenciálny) zdroj acidity (Čurlík, Forgáč, 1998). Medzi ďalšie prírodné faktory acidifikácie patria dýchanie koreňov a rozklad organických látok, procesy ktorými sa produkuje CO_2 . Zatiaľ čo v atmosfére je obsah CO_2 0,035 %, v pôdnom vzduchu tieto hodnoty môžu dosahovať až 5 % (zriedkavejšie viac). Jeho zlúčením s vodou dochádza k vzniku slabej kyseliny uhličitej, ktorá je hlavným prírodným zdrojom acidifikácie.

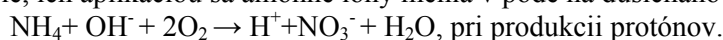
Rozkladom organických látok vznikajú v pôde aj humusové (humínové a fulvo-kyseliny). Najmä fulvokyseliny, ktoré sú rozpustné, sú významným acidifikačným zdrojom v lesných pôdach. Mnohé typy organických kyselín sa tvoria v pôde pri rozkladných procesoch. Síranové a dusičnanové ióny sa dostávajú do pôd aj z prírodných zdrojov cez atmosféru. Napokon aj „čisté“ atmosférické zrážky majú pH hodnoty 5,6 (obsahujú CO_2). Preto pôsobia acidifikačne.

Oveľa rýchlejšie prebiehajú **procesy acidifikácie vplyvom antropogénnej činnosti**. Antropogénnych faktorov acidifikácie je viac a podieľajú sa na acidifikácii intenzívnejšie a preto môžeme hovoriť o urýchlenej acidifikácii. Medzi ne patria: **zmena využitia pôdy** (zeme), napríklad zalesnenie, môže mať za následok urýchlenu acidifikácie tým, že sa poľnohospodárske pôdy prestanú vápniť. Ich reakcia udržiavaná vápnením sa pomerne rýchlo začne znižovať s prechodom do kyslých tried.

Zmena agrotechniky spolu s melioračnými zásahmi do pôd môže lokálne spôsobovať, že sa na povrch dostanú kyslejšie polohy podornice, zrnitostne ľahšie substráty a podobne. Pestovanie plodín tolerantných na kyslé pôdy, so zanedbaním aplikácie vápenatých hmôt, môže postupne zvyšovať aciditu pôdy.

Najdôležitejšie acidifikačné zložky sa dostávajú cez atmosféru mokrými či suchými spadmi, ktoré sú známe ako **“kyslé dažde”**. Zdroje atmosferickej depozície kyslých zložiek SO_x (SO_2 a SO_4), NO_x (NO , NO_2 a NO_3) a HH_x (NH_3 a NH_4) sú najdôležitejšie a ich pôsobenie sa naďalej považuje za jednu z najvýznamnejších regionálnych environmentálnych problémov súčasnosti.

V poľnohospodárskych pôdach sú dôležitými antropogénnymi zdrojmi acidifikačných zložiek najmä **fyziológicky kyslé hnojivá**. Medzi také patria napríklad amoniakálne hnojivá. Hoci samy nie sú kyslé, ich aplikáciou sa amónne ióny menia v pôde na dusičnanové (\rightarrow nitrifikácia):



Napríklad v Austrálii bolo vypočítané, že aplikácia močoviny v množstve $210 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ do hĺbky 10 cm môže produkovať až $15 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, čo by mohlo znížiť pH piesčito-hlinitej pôdy zo 6,4 na 4,5 za dobu 10 rokov. A to je významná zmena za nepatrný časový úsek.

Aplikácia kalov, priemyselných a komunálnych odpadových látok do pôd pôsobiacich acidifikačne je ďalším možným zdrojom acidifikácie. Na území Slovenska to nie sú časté prípady, skôr sú známe prípady opačné (alkalizácie pôd) pri pôsobení alkalických prašných spadov (napr. Mg-úlety – Jelšava) (Holobradý, 1985).

Acidifikácia nesie so sebou celý rad negatívnych zmien. So zmenou pôdnej reakcie dochádza k deštrukcii organickej a minerálnej pôdnej zložky, k odnosu bázičných kationov a väčšiny kovov. Pri znížení pH sa do pohybu dostáva aj hliník (Al^{3+}), pričom pri nedostatku iných živín je prijímaný rastlinami a toxicky pôsobí na rastliny, čo vedie k výrazným zmenám biologickej aktivity pôdy a k celkovému narušeniu režimu živín v pôde.

Po odnose hlavných kationov (elektrolytov) – Ca, Mg, K z pôdy a znížení biologickej aktivity sa urýchlujú peptizačné procesy, ktoré vedú k narušeniu pôdnej štruktúry. V návaznosti na to, dochádza aj k ďalším čiastkovým zmenám (Čurlík a kol. 2003):

- narušeniu organo-minerálnych väzieb v dôsledku vylúhovania niektorých zložiek (Ca) a zabráneniu ich reštaurácii,
- narušeniu kryštálovej štruktúry ílových minerálov a k vzniku prechodných typov ílových minerálov (tvorba Al-foriem),
- zvýšeniu translokácie koloidných zložiek následkom ich peptizácie do spodnejších pôdnych horizontov, a k vzniku zakolmatovaných B-horizontov, čím sa mení aj schopnosť pôd zadržiavať vodu,
- urýchlenu vylúhovania biologicke potrebných prvkov zo sorpčného komplexu (K, Mg, Ca),
- zníženiu dostupnosti fosforu a k zvýšeniu jeho potreby v dôsledku tvorby Fe a Al-fosfátov v kyslom prostredí,
- narušenie biologickej aktivity mikroorganizmov vedie k nadmernému zvýšeniu rastu mikroskopických húb, čím sa porušuje biologická rovnováha v pôdach,
- tvorba menej hodnotných foriem humínových látok (fulvo-kyseliny a humíny), ktoré majú schopnosť komplexovať kovy a mobilizovať ich v pôdnom prostredí.

Pôda s narušenou štruktúrou môže podliehať eróznym procesom a zmyvu, najmä na miestach, kde súčasne dochádza k narušeniu vegetačného krytu (\rightarrow vzájomná súvislosť).

Príčinou výrazného poškodenia lesa (lesných ekosystémov) pri acidifikácii sú nasledovné zmeny:

- vzhľadom ku väzbe Al s organickými a anorganickými komplexami (síry) sa síce nedosiahne toxická koncentrácia hliníka (alebo len zriedkavo), avšak jeho zvýšená aktivita v pôdnom roztoku môže indukovať alebo zosilniť nedostatok Mg,
- výrazné zníženie pH vedie k ochudobneniu o potrebné živiny vo vrchných horizontoch pôd,
- vznikajú antagonisticke vzťahy v prijme živín vyvolané zvýšenou koncentráciou Al,

- redukovaný prísun makro- a mikroživín zo zvetrávania, vzhľadom na silne vylúhovanie pôdnych profilov v kyslom prostredí (najmä nedostatok K),
- mobilizácia potenciálne toxických stopových prvkov, ktoré sa redistribujú v pôde a v sedimentoch alebo sú vynášané z profilu do povrchových a podzemných vôd.

Z uvedeného jednoznačne vyplýva, že poznanie acidifikácie pôd prispieva k poznaniu iných degradačných procesov v terestriálnych a akvatických ekosystémoch. Súčasne poukazuje na to, že procesy acidifikácie nemožno študovať izolovane, ale ako dôsledok interakcie v systéme pôda – voda (rastlina) (de Vries, 1994).

Odolnosť pôd voči acidifikácii je určovaná obsahom karbonátov, pH, obsahom a kvalitou ílu, obsahom humusu, obsahom bázičných iónov (zvetrateľných minerálov), teda pufracími, (neutralizačnými a sorpčnými) schopnosťami pôd. Pretože na rozpustenie 1 % karbonátov v pôdach je potrebné okolo 60 – 90 rokov, karbonátové pôdy sú schopné neutralizovať účinok kyslých zložiek pomerne dlhú dobu. Sprievodným znakom acidifikácie týchto pôd je dekarbonatácia. Pokiaľ nedôjde v pôde k dekarbonatácii (odvápneniu), systém je schopný odolávať zmenám pH. Preto sa acidifikácia špecificky vzťahuje k pôdnym typom. Pri detailnejšom štúdiu acidifikácie, však treba brať do úvahy aj ostatné faktory, najmä prírodno-klimatické, vegetačné, zrnitosť, reliéf a podobne. Pôdy Slovenska, najmä lesné, vyvinuté na nekarbonátových substrátoch sú výraznejšie acidifikované s pribúdajúcou nadmorskou výškou. Je zrejmý prínos acidifikačných zložiek cez atmosféru. (Čurlík, 2001a). Vzhľadom na významné zmeny vo využívaní pôd a veľkým plocham opustených pôd, je potrebné venovať procesom acidifikácie veľkú pozornosť aj naďalej.

Salinizácia (alkalizácia)

Nížinné oblasti Slovenska, ale najmä južná časť Podunajskej nížiny sú charakteristické evapotranspiratívnym vodným režimom. Tam kde ležia hladiny mineralizovaných podzemných vôd blízko pri povrchu, môžu sa soli z odparených vôd koncentrovať v pôdnom profile. To vedie k vzniku zasolených alebo alkalizovaných pôd. Za *alkalické pôdy*, podľa najnovších klasifikačných princípov (Sabolcz, 1974), považujeme také pôdy, ktoré majú:

- viac ako 15 % výmenného sodíka v sorpčnom komplexe
- pH viac ako 8,2
- obsahujú nadbytok výmenného sodíka a sodné karbonáty (soda, tróna) v pôdnom profile.

Tieto pôdy v našej klasifikácii označujeme ako *slance*.

Pre *slance* je charakteristické, že medzi iónmi, ktoré sú viazané na pôdne koloidy, pripadá značný obsah na sodík a z toho dôvodu fyzikálne vlastnosti pôdy, ako aj hospodárenie s vodou, je pre rastliny veľmi nepriaznivé. Nepriaznivé vlastnosti sodíka sa prejavujú už pri jeho 5 %-nom podiele zo sumy katiónov v sorpčnom komplexe pôdy. Čím väčšie je relatívne množstvo Na^+ , tým menšia je priepustnosť pôdy pre vodu v dôsledku peptizácie pôdnych agregátov. Pôdy majú deficit rastlinám prístupnej vody, keď užitočná voda nedosahuje ani 20 – 40 % vodnej kapacity v povrchových vrstvách pôdy a v iluviálnom B-horizonte pôdy je to často len niekoľko percent. Pôdy za sucha tvrdnú, za mokra sa zbahňujú, a preto sa ťažko obrábajú a využívajú. Z dvojmocných katiónov obdobné nepriaznivé účinky na pôdnu úrodnosť môže mať aj vysoký obsah horčíka.

Solné pôdy sú také, ktoré obsahujú minerály – soli na povrchu pôd, a to predovšetkým sulfáty, karbonáty, (prípadne chloridy), Na, Ca a Mg. Pôdy s obsahom týchto neutrálnych solí majú pH extraktov nasýtenej pôdnej pasty menej ako 8,2. Elektrická vodivosť nasýteného extraktu pôdnej pasty je viac ako $4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Ak sú prítomné sírany Ca a Mg, potom adsorpčný pomer sodíka ($\text{ASP} = \text{Na}/[(\text{Ca} + \text{Mg})/2]^{1/2} < 15$).

Ak sa solné pôdy vyznačujú aj prítomnosťou voľného sodíka, také pôdy sa nazývajú *salsodické*. Tieto obsahujú popri rozpustných karbonátoch (soda, tróna), tiež sadrovec a kalcit, prípadne aj sodík v sorpčnom komplexe. Tieto sa potom vyznačujú alkalickou povahou.

Pre pôdy typu slanísk je charakteristický vysoký obsah solí na povrchu alebo pod povrchom pôdy. Pri vysokom obsahu solí v pôde je pôdna voda viazaná veľkou silou, ktorá je často vyššia ako osmotický tlak v koreňových bunkách a rastlina nemôže prijať vodu a v nej rozpustené živiny. Zo solí najškodlivejšie účinky má uhličitan sodný (Na_2CO_3), nakoľko jej disociáciou vzniká silne zásaditá reakcia. Podobne ako acidifikáciu, aj zasolenie spôsobujú prírodné aj antropogénne faktory (tab. 2).

Salinizácia spôsobená antropogennými faktormi sa niekedy označuje ako *sekundárna salinizácia*. Môže by byť spôsobená závlahami nevhodnými vodami, alebo antropogénnou zmenou hladín podzemných vôd. Špeciálnym typom alkalického zasoľovania pôd a poškodzovania lesných ekosystémov na Slovensku je produkcia alkalického prachu, spolu s imisiami SO_x a NO_x, v okolí magnezitových fabrik (Jelšava – Lubeník, Hačava – Hnúšťá) (Holobradý, 1985) a vylúhovanie alkalických roztokov zo skládok (napr. skládka kalov v Žiari n/Hr.) .

Tab. 2 Faktory salinizácie /alkalizácie

Prírodné faktory	Antropické faktory
akumulácia solí z podzemných vôd nedokonalá drenáž pôd	akumulácia solí zo: závlahových vôd, zvýšených hladín podzemných vôd, antropické vnášanie solí/alkalického prachu, prachu, prachu,

Tieto procesy sa na Slovensku neuplatňujú na veľkých plochách. Soľné a alkalické pôdy sa vyskytujú na Žitnom ostrove (JZ Slovensko), na Dolnom Váhu a Hrone, prípadne menej na Východoslovenskej nížine. Treba im venovať zvýšenú pozornosť v súvislosti so závlahami a v súvislosti s pozorovanými klimatickými zmenami. Alkalické slance a slaniská s typom sódového zasolenia v oblasti Podunajskej nížiny sa nachádzajú na výmere 635 ha, slancovato-slaniskované pôdy na výmere 2 878 ha a pôdy s potenciálnou možnosťou zasolenia na výmere 32 034 ha.

Slance v oblasti Východoslovenskej nížiny sa vyskytujú na výmere 670 ha, slancované pôdy na 1 920 ha, hlboko slaniskované pôdy na 3 641 ha a pôdy s potenciálnou možnosťou zasolenia na výmere 30 023 ha (Čurlík a kol., 2003). Pôdy typu slanísk, ktoré označujeme ako hlboko slaniskované pôdy, sa nachádzajú najmä medzi zrnitostne ťažkými nívňovými glejovými pôdami (fluvizeme glejové) a čiernicami glejovými. V súvislosti s predpokladanými klimatickými zmenami treba venovať väčšiu pozornosť práve potenciálnej salinizácii.

Kontaminácia/znečistenie

Pojmy **kontaminácia** a **znečistenie** sa v literatúre často používajú ako synonyma. To sa v súčasnosti nepovažuje za správne. **Kontaminácia** (contamination) je termín, ktorý by sa mal používať vtedy, ak sa pozoruje v médiu zvýšená koncentrácia niektorých prvkov (látok), ale ich skutočné negatívne pôsobenie nie je zistené, prípadne sa vôbec nemusí prejaviť (*kontaminant* – látka, ktorá sa prirodzene nevyskytuje, obyčajne taká, ktorá potenciálne môže mať nepriaznivý dopad na organizmy alebo prirodzene sa vyskytujúce látky, ktoré môžu byť toxické) (Shepard a kol., 1992).

Naproti tomu **znečistenie** (pollution) podľa Holdgatea (1979, In: Kabata-Pendias, 2001) je **človekom spôsobený prínos látok (mikroorganizmov, prvkov, toxických látok, odpadov a odpadových vôd) alebo energie do environmentálneho systému (vody, ovzdušia, pôdy a sedimenty), ktorý ohrozuje ľudské zdravie, zraňuje živé zdroje alebo ekosystémy, poškodzuje ich štruktúry alebo možnosti využitia, či obmedzuje legitímne využitie životného prostredia**. Ako termín, nesie vždy negatívnu konotáciu.

Zdroje kontaminácie môžeme rozdeliť podľa viacerých kritérií. V zásade rozlišujeme dve hlavné kategórie zdrojov podľa pôvodu kontaminantov – a to **geogénne** a **antropogénne**. Ďalšie členenie sa robí podľa veľkosti resp. rozsahu pôsobenia (bodové, lineárne, plošné-difúzne) a u antropogénnych zdrojov najmä podľa vzťahu k jednotlivým druhom antropogénnej činnosti.

Geogénne (geogenic, natural) zdroje kontaminácie sú také, ktoré pochádzajú z horninového prostredia, najmä z osobitných typov hornín, mineralizovaných a geochemicky zmenených zón v horninovom prostredí, alebo emitovaných z prírodných zdrojov ako sú vulkanické exhaláty, popol, pevné a plynné aerosóly. Osobitnými zdrojmi môžu byť termálne vody a soľanky. Na viacerých miestach boli zistené koncentrácie niektorých prvkov (napr. Ni, Cr, V) v horninovom prostredí (napr. flyšové horniny na Hornom Šariši) prekračujúce fyto toxickú úroveň. Avšak ich toxický vplyv doteraz nebol potvrdený.

Antropogénne (anthropogenic) zdroje kontaminácie sú také, ktoré sú dôsledkom ľudskej činnosti a jeho technologických aktivít.

Podľa veľkosti môžeme zdroje kontaminácie rozdeliť na *bodové a difúzne*:

Bodové zdroje kontaminácie (*point sources*) sú také, kde vstup (prienik) kontaminujúcich látok nastáva v dobre definovanom vstupnom bode. Typickým príkladom sú podzemné nádrže, priesaky z úložísk, čistiarne vôd a podobne. Bodové zdroje môžu spôsobiť priestorovú (plošnú) kontamináciu (pôd, riečnych sedimentov a vôd) v dôsledku rozptylu znečisťujúcich látok. Vstup pesticídov a hnojív, prípadne iných chemikálií do vôd z poľnohospodárstva, výtoky vody zo štôlni, podobne ako septikové systémy a splachy z ciest sú toho príkladmi. Tento termín sa najviac používa vo vzťahu ku koncentrovanému zdroju pri znečistení vôd.

Difúzne zdroje (*nebodov nonpoint sources, diffuse*) sú také, ktoré sa ťažko dajú identifikovať a kontaminácia je výsledkom uplatnenia rôznych zdrojov v oblasti, pričom znečisťujúce látky vstupujú na viacerých miestach, pri rôznych procesoch. Ich výsledkom je existencia plošnej kontaminácie prirodzenej (geogénnej) alebo antropogénnej povahy, kde úroveň kontaminácie presahuje súčasné regionálne fónové (pozaďové) hodnoty, prípadne nadlimitné koncentrácie rizikových látok. Prejavuje sa nerovnomernou distribúciou kontaminujúcich látok, pričom koncentrácie lokálne prekračujú aj najvyššie prípustné limity (Čurlík, 2001b).

Pri hodnotení zdrojov znečisťovania pôd na celoslovenskej úrovni musíme brať do úvahy, že problémy spojené s kontaminovanými lokalitami majú multi-odvetvový charakter, i keď niektoré sektory majú vyššiu a iné nižšiu prioritu z hľadiska ich celkového vplyvu na stav životného prostredia. Na Slovensku je potrebné uvažovať o nasledovných odvetviach ekonomiky (sektoroch), ktoré sú rozhodujúce z hľadiska vplyvu na kontamináciu pôd a teda aj na riešenie problémov kontaminovaných území: (historická) banská činnosť, hutníctvo kovov, poľnohospodárstvo (farmy, družstvá), odpadové hospodárstvo, rafinérie, čerpacie stanice a produktovody, strojárstvo, stavebníctvo a chemický priemysel, vojenské základne, prevádzky železníc. Pokiaľ ide konkrétne o poľnohospodárske aktivity na pôde tie sú založené na aplikácii prírodných a priemyselných hnojív (maštalného hnoja, NPK), vápenatých látok, pesticídov, na aplikácii rôznych chemikálií a závlahových vôd.

Aj keď niektoré z týchto látok nedosahujú limitné koncentrácie potenciálne toxických prvkov pri jednorázovej aplikácii, väčšie hodnoty sa môžu dosiahnuť pri mnohonásobnom opakovaní, čo môže viesť ku kumulatívnej koncentrácii nasledovných prvkov:

- priemyselné hnojivá: Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn,
- maštalný hnoj (a hnoj z veľkochovov ošípaných): Cu, As, Zn,
- kaly z čističiek odpadových vôd: Cd, Ni, Cu, Pb, Zn, Cr a mnoho iných,
- pesticídy: Cu, As, Hg, Pb, Zn, Mn,
- komposty: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn,
- desikátory: As,
- penetračné látky na ochranu dreva: As, Cu, Cr,
- antikorozívne látky a otery strojov: Zn, Cd, Cr,
- vápnenie pôd: Cd, Zn, Cr, Cu, Mn, Pb.

Aplikácia čistiarenských kalov do pôd u nás nemá dlhšiu históriu. Postupné pribúdanie čističiek signalizuje, že problémy, ktoré s ich aplikáciou pociťujú západoeurópske štáty čoskoro doľahnú aj na nás. Na Slovensku existuje veľký počet bývalých družstiev, ktoré majú rizikové lokality z dôvodov nesprávneho skladovania maštalného hnoja, ochranných rastlinných prípravkov (okolo 300), priemyselných hnojív, ale tiež pohonných hmôt. Mnoho z nich bolo po roku 1989 uzavretých, iné zostávajú a sú zdrojom kontaminácie.

Nepriaznivé zmeny živinového režimu (prípadne eutrofizácia) sú ďalšie lokálne degradačné zmeny spojené s neadekvátnym systémom hnojenia rastlín. Tie môžu byť späté nedostatočným prísunom živín pre rastliny (vylúhovanie, povrchový zmyv, imobilizácia), nevhodné antagonistické vplyvy medzi živinami alebo „znečistenie“ povrchových (podzemných) vôd živinami, ktorého nepriaznivým dôsledkom je eutrofizácia vodných nádrží.

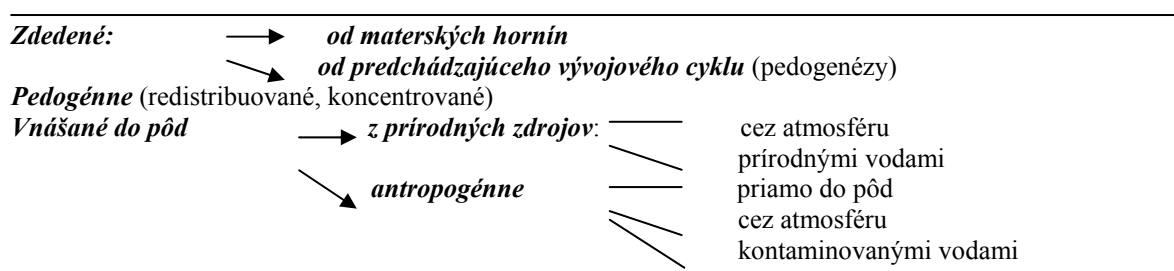
Potenciálne toxické stopové prvky a ich pôvod v pôde

Medzi problematické kontaminanty s možnými negatívnymi dopadmi na rastliny, vody a na zdravie človeka patria **potenciálne toxické stopové prvky**. Týmto termínom sa nahrádzajú pojmy „ťažké kovy“, „toxické kovy“, ktoré sú nejasné (Yaron, Calvet, Prost, 1996).

Za potenciálne toxické, považujeme tie stopové prvky geogenného či antropogenného pôvodu, ktoré môžu byť toxické pre rastliny a človeka, ak sa ich celková koncentrácia zvýši nad určitú úroveň, môžu sa bioakumulovať a pretrvávajú v systéme, a to v takých formách výskytu, ktoré sú v konkrétnych podmienkach mobilné. Za týchto predpokladov môžu byť aj zdrojom znečistenia podzemných a povrchových vôd (Čurlík 2003).

Podľa pôvodu, potenciálne toxické stopové prvky v pôde môžeme rozdeliť nasledovne (tab. 3).

Tab. 3 Členenie stopových prvkov v pôde podľa pôvodu (Čurlík 2003)



Cestám prínosu prvkov do pôd, najmä cez atmosféru, z lokálnych ale aj cezhraničných zdrojov sa nevenuje dostatočná pozornosť (Campbel et al., 1983).

Parametre určujúce migráciu kontaminujúcich látok v pôde a v krajine

Pre poznanie krátkodobého rizika z kontaminovaných pôd pre vody môže byť dostačujúce porozumieť ako *pôdne procesy* určujú pohyblivosť prvkov, ich vylúhovanie a mobilitu. V dlhodobom časovom merítke sú nepriaznivé dopady na jednotlivé zložky životného prostredia cez pôdy, spojené s postupnou zmenou takých parametrov, ktoré kontrolujú kapacitné (intenzitné) faktory celého systému- teda krajiny (ekosystému, povodia).

V mnohých prípadoch totiž súčasný dopad môže byť malý. Ak sa **prekročí alebo zmení kapacita** (hlavné premenné) **celého systému**, (a faktory kontrolujúce rozdelenie prvkov medzi pevnou a kvapalnou fázou pôd) môžu negatívne dopady na podzemné vody postupne narastať alebo prerásť do *chemických časovaných bômb*. Tieto zmeny nastávajú obvykle v dlhšom časovom rámci a sú iniciované zmenou kolobehu jednotlivých hlavných prvkov v krajine (Čurlík, 2001).

Medzi hlavné parametre, ktoré ovplyvňujú transformáciu, migráciu a pôsobenie prvkov v pôdach patria: *mechanické zloženie, objemová hmotnosť, teplota, oxidačno-redukčný stav, pH, sorpčná schopnosť, kvantita a kvalita ílu a organických látok, prítomnosť oxidov (hydro(o)xidov) železa, mangánu a hliníka, prítomnosť karbonátov a solí*. Označujeme ich ako parametre, ktoré vplývajú na *biogeodynamiku chemických prvkov* (Salomon-Stigliani, 1995). O tom existuje vo svete nekonečné množstvo porovnávacích štúdií (McBride, 1989; Alloway, 1990, 1995; Kabata-Pendias, Pendias, 1992, 1999; Ross, 1994; Salomon, Stigliani, 1995; Yaron, Calvet, Prost, 1996, Ochiai, 1987; a mnohí iní).

Senzitívne, kontaminované pôdy sa môžu na určitom stanovišti, aj v kratšom časovom merítke, prejavíť kontamináciou rastlín ako bezprostredných receptorov na pôde. Ale v dlhšom časovom merítke sa môže prejavíť kontaminácia iných zraniteľných receptorov najmä vôd aj mimo stanovišťa, keď sa pod vplyvom hydrologického (hydrogeochemického) kolobehu látok potenciálne toxické prvky (látky) prenášajú v gravitačnom poli.

Pod vplyvom prírodných fyzikálnych, chemických a biologických procesov v pôde alebo ich vzájomnej kombinácie, môže dochádzať ku koncentrácii, k zmene mobility, k redukcii celkových záťaží alebo k zmene toxicity prvkov na ich migračných cestách, a to v rôznej vzdialenosti od skutočného zdroja kontaminácie – teda v krajine. Pôda, krajina, vegetácia a klíma sú súčasťou vzájomne spätého systému. Jeho poznanie v historickom kontexte poskytuje oveľa lepší obraz o funkcii krajiny, ako len poznanie jednotlivých komponentov systému (Glazovskaja, Kasimov, 1989).

Pre pochopenie procesov geochemickej migrácie látok v tomto systéme je potrebné definovať problém takpovediac zhora nadol a identifikovať tie charakteristiky, ktoré potrebujeme na vysvetlenie schopnosti krajiny (ekosystému, povodia) kumulovať a udržiavať tieto látky, resp. uvoľňovať, migrovať a mobilizovať. Medzi také parametre, ktoré kontrolujú kapacitné (intenzitné) faktory celého systému v dlhodobom časovom merítku patria (Salomon, Stigliani, 1995):

- a) zmena obsahu organických látok,
- b) zmena oxidačno-redukčných podmienok, ktoré vplyvajú aj na intenzitné faktory v systéme,
- c) zmena pôdnej reakcie (acidifikácia),
- d) zmena eróžno-denudačných procesov v krajine.

Organické látky sú akumulované najviac na povrchu pôd a preto sú v priamom kontakte s antropogénnym vstupom živín ale aj znečisťujúcich látok. Tie sú späté s organickou hmotou najmä prostredníctvom adsorpčných mechanizmov. Obsah, mechanické a chemické zloženie organických látok, rýchlosť ich rozkladu a premien je preto základným faktorom ich zadržiavania v pôdach alebo transportu do rastlín, do povrchových alebo podzemných vôd. Ak sa prvky uvoľnia z organických látok sú hneď v tesnom kontakte s koreňovou zónou rastlín.

Rozklad a premeny organických látok súvisia s biologickou aktivitou mikroorganizmov, ktorá závisí od teploty pôdy, vlhkosti, pH, prístupu kyslíka, živín a možných toxických vplyvov znečisťujúcich látok. Vplyv takých ľudských aktivít akými sú *zmena využitia pôdy* (krajiny) a *zmena hydrologického kolobehu* (pod vplyvom klimatických zmien) ovplyvňujú všetky uvedené parametre aj v dlhodobom časovom merítku.

Zmena poľnohospodárskych pôd na pastviny viedla napríklad za sto rokov k trojnásobnému zvýšeniu obsahu organických látok. Naopak zmena pastvín na ornú pôdu viedla k zníženiu obsahu organických látok z 2,6 na 1,2 % za dobu sedem rokov (Scheffer, Schachtschabel, 1976). Rozkladné produkty organických látok sú schopné mobilizovať znečisťujúce látky. Sú známe príklady mobilizácie ortuti v škandinávskych krajinách, jej asociáciou s rozpustenými formami organických látok. Iné podobné príklady sa dotýkajú komplexov s meďou (Salomons, Stigliani, 1995).

Organické látky aj z dlhodobého hľadiska hrajú vážnu úlohu pri zachytávaní a uvoľňovaní potenciálne toxických stopových prvkov predovšetkým z nasledovných dôvodov (Schulin, 1995: In: Salomons, Stigliani, 1995):

- Majú vysokú kapacitu zachytávať stopové prvky a navyše sú kumulované predovšetkým na rozhraní atmosféry a pôdy, pôdy a rastlín. Sú preto bezprostredne vystavené kontaktu so vstupujúcimi prvkami najmä pôvodom z antropogénnych zdrojov. Tieto stopové prvky sú takto v bezprostrednom kontakte s koreňovým systémom rastlín a cez ne, aj s potravinovým reťazcom.
- Stopové prvky viazané na pôdne zložky sú citlivé na pôdnu reakciu (pH) a na prítomnosť chelatujúcich organických látok. V tejto súvislosti je zloženie a mobilita organických látok časovo a priestorovo variabilná. Z toho sa dajú dedukovať situácie, pri ktorých sa zadržiavanie stopových prvkov môže radikálne zmeniť.
- Povaha a dynamika premien organických látok silne závisí od mikrobiálnej aktivity, vplyvu organizmov a rastlín žijúcich v pôde a na pôde. Táto aktivita sa súčasne mení so zmenou environmentálnych podmienok (zmena klímy, zmena využitia pôdy).

Organické látky môžu teda významne ovplyvniť správanie sa stopových prvkov v pôde. Na druhej strane potenciálne toxické prvky (látky) môžu výrazne vplývať na dynamiku organických látok ak negatívne ovplyvňujú rast rastlín. Tieto spätne väzby spôsobujú, že posúdenie rizík pre podzemné vody z organických látok je v dlhodobom merítku často problematické.

Oxidačno-redukčné procesy vplyvajú na zmenu kapacitných a intenzitných faktorov v pôde dvoma spôsobmi: *priamo* zmenou mocenstva prvkov, ktoré v tejto súvislosti majú rôznu migračnú schopnosť. Napríklad Cr^{6+} je pohyblivý a toxický. Veľmi ľahko sa redukuje na Cr^{3+} , najmä pri styku s organickými látkami. Stáva sa imobilný a netoxický pre rastliny. Arzén, ktorý je v pôdnom prostredí prítomný ako As^{5+} sa so zmenou Eh (oxidačno-redukčný potenciál) redukuje ($\rightarrow \text{As}^{3+}$) a zvyšuje sa jeho pohyblivosť, čím sa jeho koncentrácie v podzemných vodách môžu zvýšiť. Zmena mocenstva aj u iných prvkov znamená obvykle zmenu ich migračných schopností. Napríklad, ak sú na mangánové a železité oxidy sorbované alebo fixované iné prvky, so zmenou Eh sa uvoľňujú do roztoku a môžu pôsobiť toxicky (Barlet, James, 1993).

Oxidačno-redukčný potenciál (Eh) závisí od prístupnosti kyslíka v pôde, vo vode, a v sedimentoch ale aj od aktivity mikroorganizmov, ktoré spotrebujú kyslík pri dýchaní. S postupným znížením Eh, sa generujú nasledovné štádijské zmeny: strata $O_2 \rightarrow$ redukcia (strata) $NO_3^- \rightarrow$ redukcia mangánu a tvorba $Mn^{2+} \rightarrow$ redukcia Fe^{3+} na $Fe^{2+} \rightarrow$ tvorba $H_2S \rightarrow$ tvorba CH_4 (Salomons, Stigliani, 1995).

V dlhodobom merítke sa oxidačno-redukčné podmienky v pôdach môžu meniť so zmenou využitia pôdy a krajiny, so zmenou hydrológie. Redukčné zmeny nastávajú napríklad zatopením, zvýšením hladín podzemných vôd, nadbytkom organických látok, zabahnením a zvýšením mikrobiálnej aktivity. Tieto zmeny vplývajú na kolobeh takých prvkov ako N a S, ktoré kontrolujú kapacitu systému.

Medzi zraniteľné systémy pri zmene Eh vo vzťahu k podzemným vodám patria:

- glejové a organogénne pôdy s obsahom sekundárnych sulfidov
- kyslé oxidické pôdy, zrnitostne ľahké, s nízkym obsahom organických látok, bez obsahu karbonátov, s nízkou kationovou výmennou kapacitou
- hydromorfne ovplyvnené pôdy s prítomnosťou glejových procesov, alebo stagnujúcich vôd,
- hydromorfne ovplyvnené pôdy s obsahom sulfátových iónov, ktoré podliehajú redukcii.
- glejové sulfidické pôdy sú potenciálnym zdrojom acidifikácie a následne mobilizácie potenciálne toxických prvkov do podzemných vôd. Tieto procesy môžu byť rôzne časovo posunuté a ich priebeh nelineárny. Môžu nadobudnúť "explozívne" parametre a dávajú základ vzniku chemických časovaných bômb. Ich štartovacím mechanizmom môžu byť oxidačné zmeny systému. (Čurlík, Forgáč, 1998)

Z uvedeného je zrejmé, že prostredníctvom týchto zmien sa menia nielen intenzitné ale aj kapacitné faktory – teda schopnosť udržiavať rozdielne množstvá látok v pôdnych komponentoch. Z tohto hľadiska sú významné najmä oxidy Fe (Mn), ktorých množstvá dosahujú v pôde až niekoľko percent. Čím je väčší obsah týchto sekundárnych foriem, tým väčšia je kapacita pôd zadržiavania tých potenciálne toxických prvkov, ktoré sa na ne viažu.

Zmena acido-bázických vlastností pôd (pH) je mimoriadne dôležitým faktorom, ktorá kontroluje obsah prvkov ale aj veľa iných dôležitých procesov v pôdach. Zmeny pôdnej reakcie (pH-acidifikácia) sú tými parametrami, ktoré vplývajú na intenzitné aj kapacitné faktory pôd. Vo všeobecnosti sú stopové prvky (až na niekoľko výnimiek) v kyslom prostredí mobilné. Zvyšovanie pH (napr. vápnením) vedie k ich imobilizácii a k zníženiu ich bioprístupnosti.

Naopak, procesy desorpcie a rozpúšťanie kovov sa zvyšujú so znižovaním pH čiže s procesmi acidifikácie. Dôležité je vedieť, že aj malý gradient zmien môže postupne meniť kapacitu sorbovať určité potenciálne toxické látky a ich prechod do pôdneho roztoku. V dôsledku postupnej straty kapacitných možností systému môže dôjsť k náhlemu znečisteniu podzemných vôd. Vo vodnom systéme kationy stopových prvkov majú tendenciu desorbovať sa alebo rozpúšťať pri znižovaní pH. So zvyšovaním pH sa adsorbujú alebo zrážajú. Tie prvky, ktoré sa vyskytujú ako anióny naopak so znižovaním pH sa adsorbujú alebo zrážajú.

Hodnoty pH dlhodobo závisia od pufracej kapacity pôd. Ak sa postupne pufracia kapacita spotrebuje, ako je tomu napríklad v prípade pôsobenia kyslých zrážok, alebo kyslých banských vôd sa po dosiahnutí určitej medze môžu náhle desorbovať rôzne kovy a pôsobiť veľmi negatívne na rastliny, povrchové a podzemné vody.

Erodibilita je charakteristický rys správania sa pôd, ktorý odráža pôdnu štruktúru, zrnitosť, minerálne zloženie, vlhkosť, biologickú aktivitu a iné vlastnosti pôd. Tradične sa chápe ako odolnosť pôdy voči mechanickému rozpadu ale súčasne ako schopnosť udržiavať vysoký stupeň priepustnosti pre vodu. Na tieto znaky pôd vplýva najmä stupeň vývoja a stability pôdnej štruktúry (a jej funkčnosť). Každá zmena erodibility či už v kladnom alebo v zápornom zmysle môže zvyšovať riziko mobilizácie kontaminantov.

Kontaminujúce látky môžu byť prítomné v pôde ako rozpustené v pórových vodách, alebo viazané na pôdne zložky (adsorpcia, oklúzia, precipitácia). Eróziou sú najviac dotknuté viazané formy. V uvedených súvislostiach je najväčším dôsledkom erózie prenos stopových prvkov do akumulčných zón z povrchu kontaminovaných pôd. Pretože erózii podliehajú najviac narušené, acidifikované a vegetáciou nepokryté povrchy pôd a zemín, osobitné nebezpečenstvo predstavujú haldy a odpady z banskej ťažby, odkaliská, znečistené pôdy v okolí hutníckych závodov, ktoré sú

najčastejšie situované na svahoch, v blízkosti vodných drenážnych systémov, bez súvislej vegetácie a obyčajne obsahujúce nadlimitné obsahy niektorých potenciálne rizikových stopových prvkov.

Pôdne roztoky (pôdna voda) transportujú najviac rozpustné zložky pričom základným faktorom ich migrácie je ich množstvo v roztoku. Vo vodách z povrchového znosu sa pohybujú nielen rozpustené ale aj sorbované prvky viazané na suspendované častice. Intenzita zrážok a svahovitosť sú rozhodujúce faktory ich obsahu v zmývanom materiáli. Distribučný pomer medzi pôdou a pórovou vodou rozhoduje o tom, aké množstvo sa pohybuje v roztoku a v suspenzii.

Pomer obohatenia znášaného materiálu (E_R) vo vzťahu k pôvodne kontaminovanej pôde sa vypočíta pomocou vzorca (Yaron, Calvet, Prost, 1996).

$$E_R = \frac{\text{g chem. látky v l kg}^{-1} \text{ sedimentu z erodovanej pôdy}}{\text{g chem. látky v l kg}^{-1} \text{ - pôdnej vody}}$$

V podmienkach, kde sa rôzne potenciálne toxické stopové prvky viažu na organické komplexy (fulvo a huminové kyseliny) sa možnosť ich transportu vo vodnej fáze zvyšuje.

Pretože erózia je ťažko predvídateľný fenomén, pozornosť sa musí obrátiť na podstatu problému. V každej oblasti, kde vieme, že sú pôdy kontaminované, musíme prijímať také protierózne opatrenia, ktoré zabráňujú vzniku erózných procesov. Súčasne sa musia vymedziť oblasti, ktoré môžu byť považované ako potenciálne akumulčné pre škodlivé látky. V tomto smere sa dá azda najviac ovplyvniť súčasné a budúce využitie pôdy a krajiny tak, aby dlhodobo neboli naštartované erózne mechanizmy.

Z vyššie uvedených tvrdení vyplýva, že ochrana pôd pred chemickou degradáciou je problém, ktorý je potrebné riešiť na systémovej úrovni. Z hľadiska ochrany produkcie, ochrany povrchových a podzemných vôd, následne ochrany ľudského zdravia, musí zohľadňovať kapacitné faktory systému (pôd). Najmä problémy difúznej kontaminácie pôd je treba riešiť na úrovni povodí, (ekosystémov) a teda v krajine. Na Slovensku sa prítomnosť difúzných kontaminácií spätých s banskou, hutníckou a inou priemyselnou činnosťou prejavuje znečistením podzemných vôd (a pôd) ďaleko od zdroja kontaminácie, napríklad v povodí Pezinského potoka a Čiernej vody, v povodí Nitry (As), v povodí Hrona, Slanej, Hornádu a Hnilca, Veľkej Idy, Váhu, Smolnického potoka a inde.

Legislatívne predpoklady ochrany pôd pred chemickou degradáciou

V tomto roku (2004) bol prijatý nový „Zákon o ochrane a využívaní poľnohospodárskych pôd Slovenska a o zmene zákona č. 245/2003 Z.Z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov (Z 220/2004)“, ktorý nahradil starší zákon o ochrane pôd z r. 1992 (Z. 307/1992).

Jedným z kladných stránok tohto zákona je zakotvenie potreby vytvorenia **pôdnej služby**, ktorá by sa mala venovať ochrane pôd, osobitne problémom ich kontaminácie. Ak by sa tento krok v súlade so zákonom uskutočnil, malo by to veľký význam. Avšak na realizáciu zákona doposiaľ nie sú u nás vhodné podmienky. Okrem všeobecne nízkej politickej angažovanosti pre potreby ochrany pôd na všetkých politických úrovniach, nie sú vytvorené ani potrebné organizačné, materiálne, ba ani odborné predpoklady.

Napríklad posúdenie rizík z kontaminovaných pôd samotných, vyžaduje dôkladné poznanie procesov a podmienok migrácie kontaminantov v pôde a v krajine, poznanie vzájomných súvislostí medzi pôdou a ochranou ovzdušia, prírodných vôd a ľudského zdravia. Na to nestačia len legislatívne normy v zákone. No takto pripravených odborníkov je nedostatok.

Nový zákon, ako to vyplýva z obsahu, v skutočnosti **neochraňuje pôdu (pedosféru) ako celok s jej funkciami**. Podobne ako predchádzajúci zákon ochraňuje (?) len poľnohospodárske pôdy („produkčne potenciálne pôdy“). Tých, viac ako 50 % lesných pôd, nemal, ani nemá, žiadnu právnu ochranu pred chemickou degradáciou. Pritom práve v podmienkach Slovenska sú lesné pôdy často historicky viac difúzne kontaminované a acidifikované ako poľnohospodárske. Vzhľadom na vzájomnú krajinnú spätosť medzi lesnými – a agroekosystémami, medzi pôdami a podzemnými vodami, sprostredkovanú laterálnou migráciou látok (energie), nemožno len cez poľnohospodárske pôdy ani podrobnejšie pochopiť potreby komplexnej ochrany a manažmentu krajiny.

Pôda je multifunkčný prírodný útvar. Plní celý rad významných *ekologických a socio-ekonomických funkcií*. Je nielen základňou života, lebo poskytuje prostredníctvom *produkčnej funkcie* všetko základné pre život (najmä potravu), ale plní aj iné *utilizačné, regulačné a kultúrne funkcie*. Preto ju musíme vnímať cez túto prizmu a posudzovať ako *základnú zložku životného prostredia*. Tak ako voda, aj pôda musí byť predmetom záujmu viacerých ministerstiev, najmä ministerstva životného prostredia, ministerstva výstavby a regionálneho rozvoja, a to tým viac, že rezort poľnohospodárstva málo zaujíma komplexná ochrana krajiny.

Mnoho krajín prijalo osobitnú legislatívu pre *kontaminované pôdy* (Nemecko, Švajčiarsko, Dánsko) a niektoré krajiny aj pre riešenie problémov tzv. „*hnedých polí*“ (*brownfields*) (*USA*), pod čím rozumieme zdevastované alebo opustené polia, pôdy starých hospodárskych dvorov, opustených výrobní, skladov, fabrík a komunikácii (reálny obraz nášho vidieka !). Bolo potrebné postupovať podobne aj na Slovensku. Nový zákon, ktorý si dáva za cieľ predovšetkým ochranu pred kontamináciou, ale vylúčil lesné pôdy, a vôbec sa nezaujíma o „*hnedé plochy*“, v skutočnosti nemôže do dôsledku riešiť ani ochranu poľnohospodárskych pôd.

Napokon ani postavenie nových limitov pre rizikové prvky (kontaminanty) v tomto zákone nezohľadňuje osobitosti slovenských pôd. Fónové (pozadové) hodnoty u niektorých prvkov v pôdach (Cr, F, čiastočne Ni) sú vyššie ako limity. Ťažko možno čistiť pôdy pod prírodné fónové hodnoty (!).

Zmyslom zákona na ochranu pôdy by malo byť predovšetkým udržiavať alebo obnovovať pôdne funkcie a to nielen v poľnohospodárskych ale aj v lesných pôdach. Mali by sme chrániť pôdu ako pedosféru, *ako základnú zložku životného prostredia*. Môžeme len konštatovať, že súčasná legislatíva pre takú ochranu neposkytuje ucelený rámec.

ZÁVER

Chemická degradácia pôd spojená najmä s existenciou difúzných zdrojov kontaminácie je aj na Slovensku vážny problém, ktorého riešenie vyžaduje systémový prístup, ktorý by mal by zahŕňať politické, organizačné, legislatívne a odborné opatrenia.

Zatiaľ čo EÚ ako svoje priority pokiaľ ide o chemickú degradáciu vidí v riešení problémov kontaminácie, salinizácie (alkalizácie), riešenie vzťahov pôda – voda, kvalita pôdy – zdravie pôdy, v podmienkach Slovenska by k tomu mali pribudnúť aj problémy acidifikácie a riešenie problémov „*hnedých plôch*“ (*brownfields*), opustených, nevyužitých, zdevastovaných pôd, na miestach opustených fabrík, ciest, skladišť, družstiev, vojenských objektov, kde skryté nebezpečenstvá presahujú to čo obopína pojem chemická degradácia. Udržateľný manažment krajiny musí byť spätý s ochranou pôd v rovnováhe s ochranou všetkých jej funkcií.

Súčasná legislatíva je nedostatočná pre riešenie problémov chemickej degradácie pôd (a vôbec problémov ochrany pôd), pričom sa musí odraziť aj v legislatívnych normách viacerých ministerstiev (najmä ministerstva životného prostredia, ministerstva výstavby a regionálneho rozvoja).

Zisťovanie rizík z kontaminovaných pôd musí byť založený na poznaní správania sa kontaminujúcich látok, ciest ich migrácie, na identifikácii bodových aj difúzných zdrojov kontaminácie, na poznanie faktorov, ktoré kontrolujú kapacitné faktory pôd vplývajúce na dlhodobé správanie sa kontaminantov a ich dopad na systém pôda – voda – sediment.

LITERATÚRA

- Alloway, B. J., 1999: Schwermetalle in Boden. Springer – Verlag Berlin, 540 s.
- Barrow, N.J., 1998: Effect of time and temperature on the sorption of cadmium, zinc, cobalt, and nickel by soil. *Aut.J. Soil Sci.* 37, 277-286.
- Barlet, R.J., James, B.R., 1993: Redox chemistry of soils. *Adv. Agron.* 50, 151-208.
- Campbel, P.G.C., Stokes P.M. & Galloway, J.N., 1983: The effect of atmospheric deposition on the geochemical cycling and biological availability of metals. In: *Heavy metals in the environment*. Vol. 2. Heidelberg, s. 760-763.
- Čurlík, J., 1993: Človekom indukované zmeny v pôdach. *Pôda, VÚPÚ*, Bratislava, pp. 45-51.
- Čurlík, J. & Forgáč, J., 1998a: Acid sulphate weathering and its impact on soil acidification and pollution in area of Banská Štiavnica. *Vedecké práce, VÚPÚ*, 21, Bratislava, 103–118.
- Čurlík, J. & Šefčík, P., 1999b: Geochemical atlas of SR.Part - V: Soils. *VÚPOP Bratislava*, 100 p.+ 83 maps.

- Čurlík, J., 2001a: Kontaminácia podzemných vôd cez pôdu: procesy a kritéria hodnotenia. *Hydrogeochémia* '01, Roč.6. Zborník referátov s. 29-37.
- Čurlík, J., 2001b: Difúzna kontaminácia pôd a jej environmentálne dôsledky. *Geológia a životné prostredie*, Zborník referátov, 34-38.
- Čurlík, J., 2003: Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska, *Doktorská dizertačná práca*. Manuscript, ŠGÚDŠ Bratislava, 225 s.
- De Vries, W., 1994: Soil response to acid deposition at different regional scales. Wageningen, The Netherlands, 487 p.
- German Advisory Council on Global Change (GAC): 1995: World in transition: The threat to soils, *Economica Verlag*, 252 s.
- Glazovskaja, M.A., Kasimov, N.S., 1989: Landscape geochemical fundamentals of background environmental monitoring, Moskva, 260 s.
- Fried, J.J., 1975: Groundwater pollution. Elsevier Amsterdam, 330 s.
- Holobradý, K., 1985: Zásady osobitnej sústavy obhospodarovania poľnohospodárskeho pôdneho fondu. Zbor, referátov, VŠP Nitra.
- Kabata & Pendias, A., 2001: Trace elements in Soils and Plants, CRC Press, London, 409 s.
- McBride, M.B., 1989: Reaction controlling heavy metals solubility in soils. *Advances in Soil Sciences* 10, pp.
- Naidu, R., (Ed.): 1998: Contaminants and soil environment. *Geoderma*, Vol. 84, 1-289.
- Nriagu, J.O., 1979: Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace elements to the atmosphere. *Nature (London)* 279: 409-411.
- Oliver, M.A., 1997: Soil and human health: a review. *Eur. Jour. of Soil Sci.* 48, 573-592.
- Ochiai, E.I., 1987: General principles of Biochemistry of the Elements. Plenum Press New York, 384 s.
- Ross, S.E., (Ed): 1994: Toxic metals in soil – plant systems. Willey& Sons, New York, 469 p.
- Sabolcz, I., 1974: Salt affected soils in Europe. *RISSAC*, Budapest, Hungary.
- Salomons, W., Stigliani, W. M., (1995): Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments: Risk assesment of Delayed and Non-Linear Responses. Springer – Verlag, s. 352.
- Sheffer, P., Schachtschabel, P., 1976: Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Ver. Stuttgart, 394 s.
- Sheppard, S. C., Gaudet, C., Sheppard, M. I., Cureton, P. M. & Wong, M. P., 1992: The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. *Can. J. Soil Sci.* 72; 359-394.
- Zachar, D., 1970: Erózia pôdy. SAV Bratislava, 394 s.
- Sparks, D.L., 1995: Environmental Soil Chemistry. Academic Press, San Diego.
- Yaron, B., Calvet, R., Prost, R., 1996: Soil Pollution. Processes and Dynamics. Springer – Verlag, Berlin, 1996, 313.
- Várallyay, G., Rédly, M. and Murányi, A., 1989: Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary In: Szabolcs, I.(Ed.) Ecological impact of acidification. Proceedings of the Joint Symposium “Environmental threats to forest and other natural ecosystems“, Budapest, 166 p.

VYUŽITÍ EROZNĚ KLIMATICKÉHO FAKTORU KE STANOVENÍ OHROŽENOSTI PŮDY VĚTRNOU EROZÍ

Erosion Climatic Factor Use for Determination of Soil Vulnerability by Wind Erosion

Jana DUFKOVÁ

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav krajinné ekologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, janadufkova@email.cz

Abstrakt

Z meteorologických faktorů působících větrnou erozi jsou to především poměry větrné, srážky a výpar ovlivňující vlhkost půdy. Erozně klimatický faktor pak vyjadřuje větrné a vlhkostní podmínky daného území. Je to index vlivu průměrné vlhkosti půdního povrchu a průměrné rychlosti větru na průměrnou erodovatelnost půdy větrem. Na základě průměrné rychlosti větru a Končekova indexu zavlažení byly vypočteny hodnoty erozně klimatického faktoru pro tři vybrané oblasti České republiky (Telč – Kostelní Myslová, Znojmo – Kuchařovice a Brno – Tuřany), v nichž může docházet k procesům větrné eroze. Sledovala se tak především změna hodnot faktoru během období 1961 – 2000. Lineární trend pro oblast Brna a Znojma, tedy oblasti suché, ukazuje na zvyšující se stupeň ohrožení půd větrnou erozí, u oblasti vlhké (Telč) je tomu právě naopak. Výsledky dokládají vliv vlhkosti půdy na erozně klimatický faktor a tím i na rozšíření větrné eroze.

Klíčová slova: erozně klimatický faktor, větrná eroze, Končekův index zavlažení, vlhkost půdy, rychlost větru

Abstract

Wind erosion is caused by meteorological factors such as wind, precipitation and evaporation that influence the soil humidity. Erosive-climatological factor expresses wind and humidity conditions of particular landscape. This is an index of the influence of average soil surface humidity and average wind velocity on average soil erodibility by wind. On the basis of average wind velocity and Konček's humidity index, the values of the erosive-climatological factor for three chosen areas of Czech republic (Telč – Kostelní Myslová, Znojmo – Kuchařovice and Brno – Tuřany), where the processes of wind erosion could exist, were evaluated. Thus, the change of the factor's value during the period of 1961 – 2000 was studied. The linear trend for the region of Brno and Znojmo (dry areas) shows increasing threat of soils by wind erosion, the contrary situation is at the humid area (Telč). The results prove the influence of soil humidity on the erosive-climatological factor and hereby the influence on wind erosion spreadout.

Key words: erosive-climatological factor, wind erosion, Konček's humidity index, soil moisture, wind speed

ÚVOD

V některých oblastech České republiky jsou způsobovány velké škody větrnou erozí a to nejen v zemědělství. Nebezpečí větrné eroze u nás vzrostlo především díky v minulosti vytvořeným velkým celkům orné půdy. Nejúčinnějším opatřením proti eroznímu účinku větru je vegetační kryt půdy, ten však není možné na orné půdě vždy zachovat. A právě v době, kdy jsou pozemky bez vegetace, stává se zemědělská půda obzvlášť náchylná k větrné erozi.

Větrnou erozi ovlivňují zejména faktory meteorologické a půdní, které jsou zesilovány nebo tlumeny přímými zásahy člověka, tj. kultivací a volbou pěstovaných plodin. Přírodní faktory prostředí vyjadřují potenciální ohroženost půdy, označovanou také termínem erodovatelnost.

MATERIÁL A METODY

Z meteorologických faktorů působících větrnou erozi jsou to především poměry větrné, srážky a výpar ovlivňující vlhkost půdy. Chepil *et al.* (1962) zavedl pojem erozně klimatického faktoru C k určení větrných a vlhkostních podmínek v různých oblastech. Erozně klimatický faktor je pak užíván jako index vlivu průměrné vlhkosti půdního povrchu a průměrné rychlosti větru na průměrnou erodovatelnost půdy větrem.

Končekův index zavlažení

Erozně klimatický faktor C závisí jednak na rychlosti větru, jednak na efektivní vlhkosti povrchu půdy. Vzhledem k tomu, že nejsou k dispozici údaje o efektivní vlhkosti povrchu půdy, nahrazuje Chepil *et al.* (1962) tuto hodnotu buď Thornthwaitovým indexem vlhkosti I_T nebo indexem (P-E), jejichž hodnoty jsou pro řadu oblastí USA dány.

Pro Českou republiku nejsou k dispozici ani tyto údaje. Konček (1955) však vyvinul empirický vzorec, tzv. Končekův index zavlažení (1) ve tvaru:

$$I_Z = \frac{R}{2} + \Delta r - 10t - (30 + v^2), \quad (1)$$

kde R = úhrn srážek za vegetační období (IV. – IX.) v mm, Δr = kladná odchylka množství srážek třech měsíců v zimním období (XII. – II.) od hodnoty 105 mm v mm (záporné hodnoty se neuvažují), t = průměrná teplota za vegetační období v °C a v = průměrná rychlost větru ve 14 hod za vegetační období v $m.s^{-1}$.

Porovnání Končekova indexu zavlažení s Thornthwaitovým indexem vlhkosti ukázalo, že vztah je téměř lineární v poměru 1 : 3 (Konček, 1955). Přesné vyjádření tohoto vztahu je (2):

$$I_Z = 3,09I_T + 1,81, \quad (2)$$

kde I_Z = Končekův index zavlažení a I_T = Thornthwaitův index vlhkosti.

Končekův index zavlažení byl autorem zpracován pro celé bývalé Československo a jeho hodnoty jsou uvedeny buď tabelárně nebo formou izolinií v mapě republiky (Konček, 1957).

Erozně klimatický faktor

Ve vztahu pro erozně klimatický faktor C je tedy možné nahradit hodnotu Thornthwaitova indexu vlhkosti I_T hodnotou Končekova indexu I_Z s použitím převodního součinitele.

Chepil *et al.* (1962) uvádí vztah pro erozně klimatický faktor rovnicí (3):

$$C' = \frac{100 \times v^3}{1,9 \times (I_T + 60)^2}, \quad (3)$$

kde C' = erozně klimatický faktor (%), v = průměrná roční rychlost větru ve výšce 10 m nad povrchem půdy ($míle.hod^{-1}$) a I_T = Thornthwaitův index vlhkosti.

Konstanta 1,9 udává průměrnou hodnotu $v^3(I_T+60)^{-2}$ pro Garden City v Kansasu. Pro tuto oblast byla prováděna terénní šetření pro vztahy potenciální ztráty půdy ve vztahu ke všem faktorům, ovlivňujícím tuto ztrátu.

Erozně klimatický faktor C' , určený z rovnice (3) udává tedy hodnotu ztráty půdy, která může nastat v dané oblasti jako procentuální podíl ze ztráty půdy v Garden City, za předpokladu, že ostatní faktory pro obě srovnávané oblasti jsou shodné.

Úpravu rovnice pro stanovení erozně klimatického faktoru v našich podmínkách provedl Vrána (1978) (4):

$$C' = 100 \times 56,1 \frac{v^3}{(I_z + 183,58)^2}, \quad (4)$$

kde C' = erozně klimatický faktor (%), v = průměrná rychlost větru ve výšce 10 m nad povrchem půdy (m.s^{-1}) a I_z = Končkův index zavlažení.

Na základě rovnice (4) byly vypočteny hodnoty erozně klimatického faktoru C' pro oblasti České republiky, v nichž může dojít k procesům větrné eroze. Hodnoty Končkovy indexu zavlažení I_z byly získány interpolací z izolinií Končkovy indexu zavlažení. Údaje o průměrných ročních rychlostech větru byly získány z vyhodnocených měření rychlostí větru na meteorologických stanicích (Vrána, 1978).

Vzhledem k tomu, že podle Čepila (1945) i dalších autorů začíná pohyb půdy při rychlosti větru $21 - 48 \text{ km.hod}^{-1}$, což odpovídá větru 5° Beaufortovy stupnice a rychlostem vyšším, byly pro výpočet erozně klimatického faktoru brány údaje o průměrných rychlostech a četnosti výskytu větrů rovných nebo vyšších než 5° Bf.

Mezi průměrnou roční rychlostí větrů vyšších než 5° Bf a jejich četností výskytu byla zjištěna těsná korelační závislost ve tvaru (5) (Vrána, 1978):

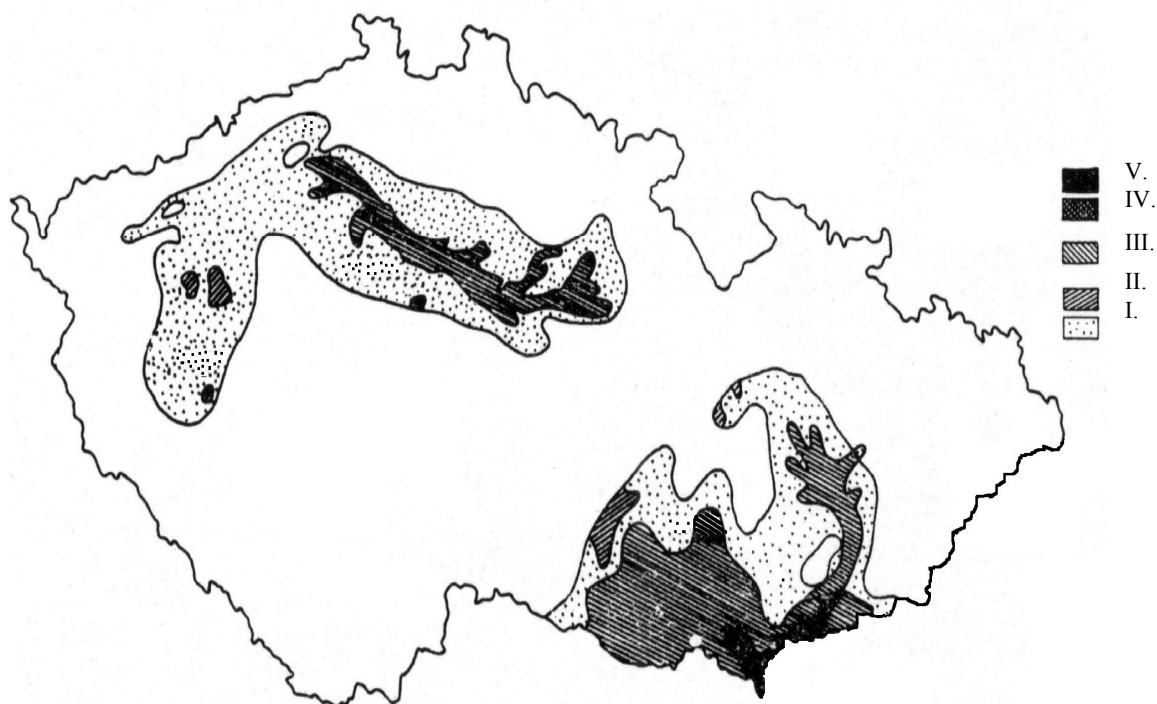
$$v = 0,177\check{c} + 2,222, \quad (5)$$

kde v = průměrná roční rychlost větru (m.s^{-1}) a \check{c} = četnost výskytu větrů $\geq 5^\circ$ Bf (%).

Hodnoty klimatického faktoru, vypočtené z rovnice (4), byly vyneseny do mapy ČR a interpolací vykresleny izolinie erozně klimatického faktoru C' (Vrána, 1978).

Erozně klimatický faktor C' udává procentuální snížení hodnoty potenciální ztráty půdy oproti této ztrátě v Garden City a v rovnici pro výpočet intenzity větrné eroze je použit klimatický faktor C v bezrozměrném tvaru (6):

$$C = 0,01C'. \quad (6)$$



Obr. 1 Mapa ohroženosti oblastí ČR větrnou erozí (Pasák a Janeček, 1971)

Mapa ohroženosti oblastí větrnou erozí pro Českou republiku byla sestavena na základě erozně klimatického faktoru C a mapy půdních druhů (obr. 1). Za hraniční hodnoty klimatického faktoru byly zvoleny hodnoty $C = 20$ a 40 a izočáry těchto hodnot byly zakresleny do mapy ČR. Různé druhy půd jsou i různě náchylné k větrné erozi, a proto podle závislosti erodovatelnosti půdy na procentickém obsahu částic $< 0,01$ mm odvozené Pasákem (1966), byly oblasti ohrožené větrnou erozí v České republice rozděleny do 6-ti stupňů (tab. 1). Nejohroženější oblastí, vymezenou erozně klimatickým indexem vyšším než 40 a lehkými půdami, je oblast Dolnomoravského úvalu a dolního toku řeky Dyje. Vlivem přepadových větrů fénového typu je také silně postihována větrnou erozí moravská oblast pod Bílými Karpátami přiléhající k Dolnomoravskému úvalu (Pasák a Janeček, 1971).

Vstupní data

Ve třech vybraných oblastech České republiky byla v období let 1961 – 2000 sledována změna hodnot erozně klimatického faktoru C. Data, potřebná pro výpočet tohoto faktoru dle Vrány (1978), tedy úhrn srážek za vegetační období a za tři měsíce zimního období v mm, průměrná teplota za vegetační období v $^{\circ}\text{C}$ a průměrná rychlost větru ve 14 hod za vegetační období v m.s^{-1} – pro výpočet Končerkova indexu zavlažení, a dále průměrná rychlost větru ve výšce 10 m nad povrchem půdy v m.s^{-1} , pochází ze tří meteorologických stanic jižní Moravy – Telč-Kostelní Myslová, Znojmo-Kuchařovice a Brno-Tuřany (tab. 2). Pro tyto stanice byl z mapy půdních druhů Atlasu podnebí ČSSR (1958) stanoven i procentuální obsah jílovitých částic v půdách (tab. 3).

Tab. 1 Ohroženost oblastí větrnou erozí

Stupeň ohrožení		C	% obsah částic I. zrn. kategorie
I.	bez ohrožení	< 20	> 30
II.	velmi slabé	20-40	> 30
III.	slabé	20-40	20-30
IV.	střední	20-40	0-20
		> 40	> 30
V.	silné	> 40	20-30
VI.	velmi silné	> 40	0-20

Tab. 2 Klimatická charakteristika vybraných meteorologických stanic

Indikativ meteo. stanice	Název meteo. stanice	Zeměpisná		Nadmořská výška m n. m.	Klimatická		
		šířka	délka		oblast	podoblast	
		s. š.	v. d.				I_z
636	Kostelní Myslová	49° 09' 36"	15° 26' 21"	569	mírně teplá	vlhká	60 - 120
698	Kuchařovice	48° 53' 00"	16° 05' 00"	334	teplá	suchá	< -20
723	Tuřany	49° 09' 35"	16° 41' 44"	241	teplá	mírně suchá	-20 - 0

VÝSLEDKY A DISKUSE

Končerkův index zavlažení

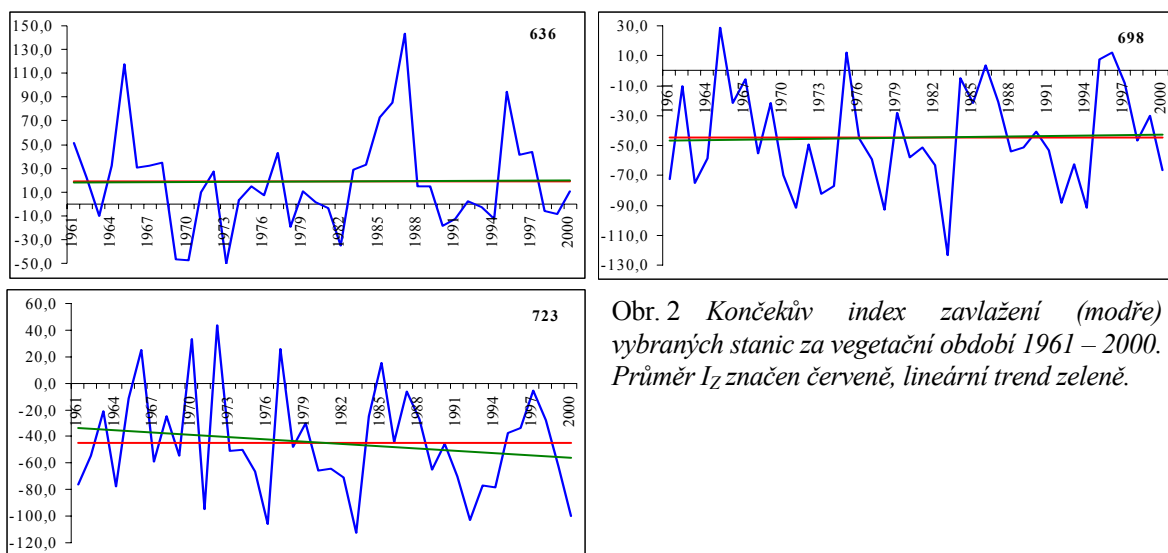
Pro výpočet erozně klimatického faktoru je nejdříve nutné vypočítat Končerkův index zavlažení, který charakterizuje vlhkostní ráz krajiny. Jeho hodnota, stanovená podle vzorce (1), jako průměr za vegetační období z časové řady 1961 – 1990, vykazuje u všech třech meteorologických stanic pokles své hodnoty vůči hodnotě tabulkové, podle níž jsou tyto stanice zařazeny do klimatických podoblastí (Dufková a Toman, 2003). Při dopočítání indexu do roku 2000 se lineární trend, proložený grafy na obrázku 2 od normálového období 1961 – 1990 příliš neliší, u stanic Kostelní Myslová, Kuchařovice je téměř nulový, u stanice Tuřany pak klesající.

Erozně klimatický faktor

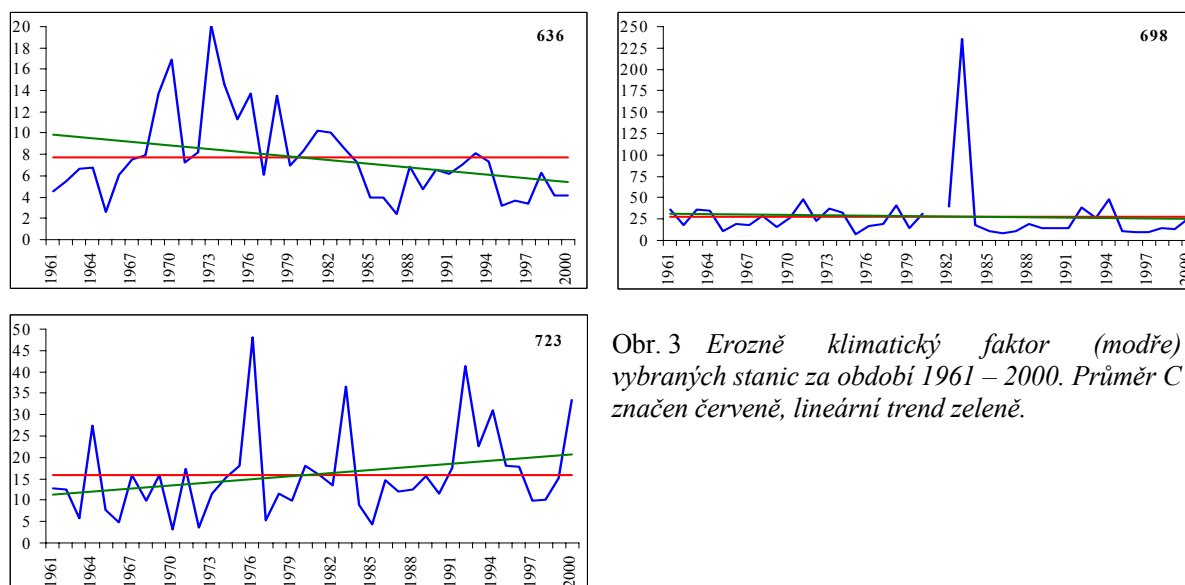
Hodnoty erozně klimatického faktoru vypočítané pro jednotlivé stanice podle vzorce (4) na základě průměrné roční rychlosti větru a Končeka indexu zavlažení sledují, pomocí lineárního trendu proloženého grafy na obr. 3, změnu faktoru během období 1961 – 2000. U stanic 698 – Kuchařovice a 723 – Tuřany má lineární trend klimatického faktoru vzrůstající tendenci, tedy teoreticky se v této oblasti během posledních 40 let zvýšilo potenciální ohrožení půdy větrnou erozí. Výrazné je toto především u stanice Tuřany – stanice suché s klesajícím trendem hodnot indexu zavlažení.

Také spojnice trendu proložená grafem u stanice 636 – Kostelní Myslová, zachycuje trvalý směr a vývoj hodnot erozně klimatického faktoru v průběhu období 1961 – 2000. Lineární trend tady znázorňuje celkovou klesající tendenci klimatického faktoru ve sledovaném období.

Oblast jižní Moravy patří k nejsušším v České republice, nicméně její západní část již spadá do klimaticky chladnější a vlhčí oblasti Českomoravské Vysočiny. Z tohoto hlediska lze posuzované stanice rozdělit na stanice spadající do teplejší a sušší oblasti (Kuchařovice a Tuřany) a stanice spadající do oblasti chladnější a vlhčí (Kostelní Myslová). Proto jsou také hodnoty erozně klimatického faktoru nižší u stanice Kostelní Myslová, než je tomu u ostatních dvou stanic.



Obr. 2 Končekův index zavlažení (modře) vybraných stanic za vegetační období 1961 – 2000. Průměr I_z značen červeně, lineární trend zeleně.



Obr. 3 Erozně klimatický faktor (modře) vybraných stanic za období 1961 – 2000. Průměr C značen červeně, lineární trend zeleně.

Ze statistického zhodnocení (tab. 4) dále plyne, že průměrné hodnoty klimatického faktoru víceméně kopírují mapy na obr. 1 – 2. Stanice Kostelní Myslová se svou průměrnou hodnotou klimatického faktoru 7,7 a obsahem jílovitých částic vyšším jak 30 % je tak, i díky vlhkému klimatu, větrnou erozí neohrožena, ostatní dvě stanice ze suché oblasti jižní Moravy jsou pak ohroženy, na základě průměrných hodnot, slabě až středně. Samozřejmě, záleží vždy především na konkrétních vlhkostních podmínkách v daném roce a na druhu půdy vyskytující se v dané oblasti. Podíváme-li se totiž na maximální hodnoty klimatického faktoru, zjistíme, že obě dvě stanice jsou v daném období ohroženy nejvyšším stupněm eroze. Z tohoto důvodu, více než průměrné hodnoty klimatického faktoru, je lepší brát do úvahy jeho trend, který tak lépe vypovídá o vývoji potenciální ohroženosti dané oblasti v průběhu několika let.

ZÁVĚR

Stanovení potenciální ohroženosti území větrnou erozí je složitější než u eroze vodní. V literatuře se uvádějí možné výpočty a stanovení, jejich nevýhodou však je, že zpravidla vycházejí z jednotlivých dílčích činitelů podílejících se na vzniku větrné eroze. Jedním z takových činitelů, lépe řečeno vlivů procesu větrné eroze, je i klimatický faktor, který lze samostatně s pomocí tabulek či map použít k hodnocení potenciální ohroženosti půd větrnou erozí nebo, po dosažení do vzorce spolu s dalšími faktory, k výpočtu intenzity větrné eroze. Erozně klimatický faktor je odvozen na základě hodnot rychlosti větru a vlhkosti území. K jeho zjištění je tedy třeba nejdříve stanovit vlhkostní charakteristiku daného území. K tomuto účelu bylo použito Končekova indexu zavlažení. Erozně klimatický faktor byl v této práci použit k hodnocení potenciální ohroženosti půd v oblasti jižní Moravy za období 1961 – 2000. Výsledky práce dokládají vliv vlhkosti půdy na tento faktor a tím i na rozšíření větrné eroze.

Tab. 3 *Procentuální obsah I. kategorie půdních zrn (< 0,01 mm)*

Indikativ meteo. stanice	Název	% obsah částic I. zrn. kategorie
636	Kostelní Myslová	30-45
698	Kuchařovice	10-20
723	Tuřany	30-45

Tab. 4 *Statistické zhodnocení erozně klimatického faktoru za období 1961 – 2000*

Indikativ meteo. stanice	636	698	723
Průměr	7,7	28,1	15,9
Maximum	20,1	235,1	48,0
Minimum	2,4	7,0	3,1
Amplituda	17,7	228,1	44,9
Medián	6,9	19,0	14,1
Směrodatná odchylka	3,9	35,5	10,0
Koeficient asymetrie	1,3	5,3	1,5
Koeficient špičatosti	1,6	30,7	2,3

Kategorizaci oblastí ohrožených větrnou erozí se stanoví pouze průměrná potenciální ohroženost půd větrem dané oblasti. V detailním posuzování náchylnosti zejména zemědělských půd je nutno zjišťovat vždy aktuální erodovatelnost půd a teprve na tomto podkladě uvažovat o potřebných protierozních opatřeních.

Poděkování:

Výsledky této studie jsou součástí výzkumného záměru MSM 432100001, který řeší AF MZLU v Brně.

LITERATURA

- Dufková, J., Toman, F. Využití Končeka indexu zavlažení ke zjištění trendu výskytu klimatického sucha v oblasti Jižní Moravy. *Soil and Water*, 2003, č. 2, s. 35-45. ISSN 1213-8673.
- Chepil, W. S. The Transport Capacity of the Wind. *Soil Science*, 1945, č. 60, s. 475-480.
- Chepil, W. S., Siddoway, F. H., Armbrust, D. V. Climatic Factor for Estimating Wind Erodibility of Farm Fields. *J. Soil and Water Conservation*, 1962, č. 1., s. 162-165.
- Kolektiv autorů Atlas podnebí ČSSR. 1. vyd. Praha : ÚSGK Praha, 1958.
- Konček, M. Index zavlažení. *Meteorologické zprávy*, 1955, roč. 8, č. 4, s. 96-99.
- Konček, M.: Klimatické oblasti Československa. *Meteorologické zprávy*, 1957, roč. 10, č. 5, s. 113-119.
- Pasák, V. *Struktura půdy a větrná eroze*. Vědecké práce VÚZZP Praha, 1966, s.73-82.
- Pasák, V., Janeček, M. Vymezení oblastí náchylnosti k větrné erozi v ČSSR. *Rostlinná výroba*, 1971, roč. 17, č. 7, s. 763-767.
- Vrána, K. *Stanovení intenzity větrné eroze v podmínkách ČSSR*. Kandidátská disertační práce. Praha: ČVU v Praze, 1978.

VYUŽITIE PÔDNEJ MAGNETOMETRIE PRI ŠTÚDIU KONTAMINÁCIE PÔD ŤAŽKÝMI KOVMÍ

Soil Magnetometry Use at Study of Soil Contamination by Heavy Metals

Ondrej ĎURŽA

*Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochémie
Mlynská dolina 842 15 Bratislava, e-mail: durza@fns.uniba.sk*

Abstrakt

Pôvod magnetických častíc v pôde a nekonvenčný spôsob použitia magnetickej susceptibility – pôdna magnetometria – bola študovaná v Malých Karpatoch. Zvýšené hodnoty magnetickej susceptibility pôdných vzoriek vzhľadom k pozadiu indikujú zvýšené koncentrácie ťažkých kovov v pôde, t.j. pôdna magnetometria sa môže používať ako predbežná, rýchla a lacná metóda pre zistenie zvýšených obsahov ťažkých kovov v pôdach.

Kľúčové slová: pôda, magnetometria, kontaminácia, ťažké kovy

Abstract

The origin of magnetic particles in the soil and a non-conventional way of utilizing magnetic susceptibility – soil magnetometry – was studied in Malé Karpaty Mts. (West Slovakia). Increased magnetic susceptibility values above background in soil samples indicate higher concentrations of heavy metals in soil, i.e. the soil magnetometry can be used as a preliminary quick and inexpensive method for detection of higher heavy metal contents in soils.

Key words: soil, magnetometry, contamination, heavy metals

ÚVOD

Aktuálnosť problematiky ťažkých kovov je i v tom, že pre ťažké kovy v princípe neexistujú mechanizmy samočistenia – ony sa len premiestňujú z jedného prírodného rezervoára do druhého, pri vzájomnom pôsobení s rôznymi kategóriami rôznych živých organizmov a všade ostávajú zreteľné neželateľné dôsledky tohto vzájomného pôsobenia (Khun 1996).

Vzrastajúci počet vedcov i publicistov si uvedomilo ich environmentálny význam a k ich štúdiu prispel i vývoj analytickej techniky, ktorý umožnil merať ich koncentrácie presnejšie a aj v stopových množstvách.

Desaťročia vykonávaný monitoring životného prostredia indikuje, že pôdy a recentné sedimenty v mnohých častiach sveta, najmä mestských a priemyselných oblastiach, obsahujú nepravidelne vysoké koncentrácie ťažkých kovov. Hoci v mnohých prípadoch nie sú také vysoké, aby zapríčinili akútne toxické problémy, zvýšené koncentrácie v potravinovom reťazci môžu spôsobovať významné zdravotné následky za dlhé časové obdobie. Kovy, ktoré sa akumulujú v ľudskom tele, také ako Cd, Pb, a Hg, sú zvlášť dôležité. Existujú správy o úmrtiach a chorobách týkajúce sa otravy Cd, Hg a ďalšími kovmi. Zvýšenie úrovne Pb v krvi dojčiat sa stáva bežným (Alloway 1990).

Tieto zistenia poskytujú stimuláciu pre súhrnné štúdium známych alebo podozrivých oblastí znečistenia a pre dopĺňajúce sledovanie geochemického správania sa ťažkých kovov v ovzduší, vodách i pôdach a ich vplyv na rastliny s nasledujúcou možnosťou vplývať na ľudský organizmus, ako aj zavádzanie nových netradičných metód pre štúdium ťažkých kovov.

Takouto metódou je i netradičné využitie meraní magnetickej susceptibility – pôdna magnetometria, ktorú možno využiť na orientačné zisťovanie prítomnosti ťažkých kovov v pôde (Chan a kol., 1998; Ďurža, 1999; Kapička a kol., 2000; Magiera a Strzyszc, 2000), ale i pri štúdiu sedimentov v povrchových podmienkach (Brandau a Urbat 2000; Milička a kol., 2002) či v pedologickom výskume paleopôd a spraší (Verosub a kol., 1993; Cocuauud a kol., 1998).

Zisťovanie znečistenia pôdy ťažkými kovmi meraním magnetickej susceptibility

Najčastejšou používanou metodikou na prieskum znečistenia pôdy ťažkými kovmi je plošné pedogeochemické mapovanie (Čurlík a kol., 1998) v zmysle Smernice MŽP SR č. 6/1999-3, ktoré si vyžaduje odber vzoriek z istých pôdných horizontov, nevyhnutnú mechanickú a chemickú úpravu a pomerne komplikovanú chemickú analýzu.

Potreba rýchlych a lacných metód odhaľujúcich znečistenie vonkajších plôch atmosférickými časticami priemyselného pôvodu spôsobila, že vedci rôznych oblastí vyhľadávajú rôzne netradičné techniky. Takouto je aj pôdna magnetometria. Táto metóda je založená na účinku zvýšenia magnetickej susceptibility v najvrchnejších vrstvách pôdy na plochách so zvýšenou imisiou priemyselného prachu a popolčeka.

Merania magnetickej susceptibility povrchovej pôdy boli úspešne aplikované pre mapovanie stupňa antropogénneho znečistenia pri tepelných elektrárňach, cementárskom a metalurgickom priemysle (napr. Strzyszc 1993; Kapička 1997; Petrovský a kol., 2000; Ďurža 2003). Všetky tieto štúdie demonštrovali zvýšené hodnoty magnetickej susceptibility v povrchových horizontoch pôd v znečistených oblastiach v porovnaní s neznečistenými pôdami.

Magnetická susceptibilita pôd

Magnetická susceptibilita pôd sa začala študovať v 50-tich rokoch minulého storočia. Už v prvých skúmaníach sa zistilo, že magnetická susceptibilita pôd je spätá s feromagnetikami, ktoré sa v nich nachádzajú, takými ako magnetit, maghemit a s obsahom humusu v pôdach (Mullins 1977).

Aktívne rozkladanie organickej látky pri slabom prevzdušňovaní spôsobuje vznik minerálov železa. Pri tom organické látky slúžia ako katalyzátory a sú zdrojom energie biochemických oxidačných a redukčných reakcií, ktoré prebiehajú v minerálnej časti pôdy. Pri fulvátovom zložení humusu magnetická susceptibilita je v humusovom horizonte nižšia ako pri humátovom.

Najmagnetickejším horizontom v pôdnom profile je humusový horizont, v ktorom sa vyskytuje železo ale aj iné prechodné prvky vo feromagnetickom stave (Mikl'ajev a Žogolev 1990). Zdanlivým paradoxom je tá skutočnosť, že často krát s hĺbkou profilu rastie koncentrácia ťažkých kovov, ale magnetické vlastnosti ich zlúčenín majú klesajúcu tendenciu. Tento jav úzko súvisí s elektrónovou štruktúrou komplexov prechodných kovov, ktoré majú najvyšší predpoklad vzniku v humusovom horizonte, kde sa vyskytuje viacero druhov organických ligandov, pôvodom z humínových kyselín a fulvokyselín, ale aj iných nešpecifických pôdných organických látok. Magnetické vlastnosti komplexov ťažkých kovov s organickými látkami vysvetľuje teória ligandového poľa, ktorá bola rozvinutá v päťdesiatich rokoch fyzikom J.H. van Vleckom (Cotton a Wilkinson 1973). Túto teóriu je možné definovať ako teóriu pôvodu a dôsledkov rozštiepenia vnútorných orbít iónov ich chemickým okolím.

Najvyššia magnetická susceptibilita sa zistila v drobných frakciách pôdy – íl, prach. V kremených pieskoch a vápencových horninách je nízka. Takým spôsobom kvalitatívny a kvantitatívny obsah minerálov Fe a humusu, ich spoločná transformácia počas vzniku pôd viedla k vzniku určitých vlastností pôdy.

Malé Karpaty

Cieľom štúdia nebolo nájsť účinok materských hornín na hodnoty magnetickej susceptibility pôdy, ale vplyv povrchového znečistenia pôdy ťažkými kovmi na hodnoty magnetickej susceptibility. K tomu je potrebné odstrániť príspevok materských hornín k nameraným hodnotám magnetickej susceptibility. Preto sa sledovalo relatívne zvýšenie (RTE – *relative topsoil elevation*) koncentrácie prvku, resp. magnetickej susceptibility v povrchových horizontoch pôd. Rozumie sa pod tým pomer koncentrácie prvku v pôde pri povrchu (0 – 15 cm) k jeho koncentrácii vo väčšej hĺbke (30 – 45 cm)

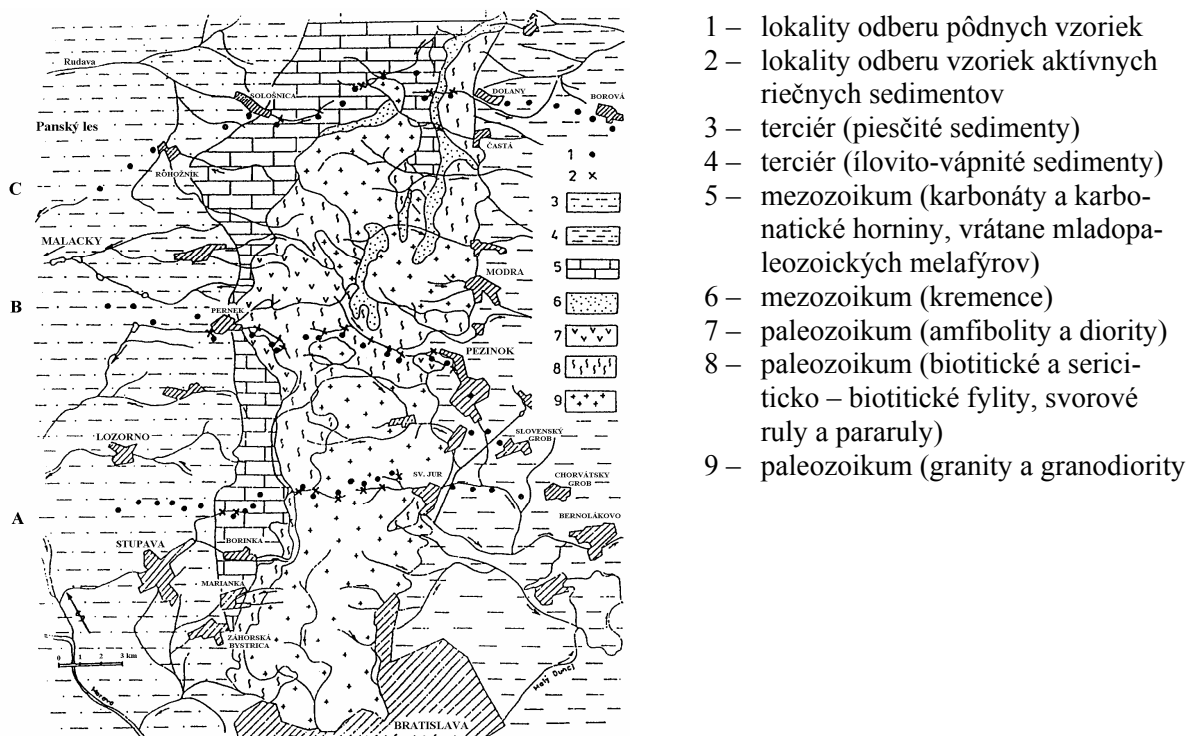
ako index povrchovej kontaminácie pôdy (Colbourn a Thornton 1978 in Alloway 1990). Tieto hodnoty sa porovnávali s RTE magnetickej susceptibility pôdy.

Sledovali sa tri línie naprieč Malými Karpatami (obr. 1), ktoré boli predĺžené až do Podmalokarpatskej zníženiny a Podmalokarpatskej pahorkatiny, t.j. na SZ a JV. Pri štúdiu nameraných hodnôt magnetickej susceptibility a chemických analýz sa zistilo (obr. 2A), že z absolútnych hodnôt sa nedá nič vyčítať, ale pre RTE obsahov Pb resp. Hg môžeme z obrázkov vidieť, že sa vytvorili dve skupiny, obe s priamoúmernou závislosťou. Pri tom je zaujímavé, že menšiu skupinu, posunutú k vyšším hodnotám RTE obsahov prvkov, tvoria vzorky zo SZ okrajov línií. Možno je to prejav iného zdroja znečistenia. Ešte lepšie to vidieť pri ich sume Pb + Hg (obr. 2B). Tak isto je to aj pre As a Sb, kde sa k vzorkám zo SZ časti pridávajú vzorky z produktívnej oblasti na B profile. Najvyššie hodnoty sumy RTE sú na I. profile, t.j. tu by malo byť najvyššie znečistenie sledovaného územia.

Zobrazením RTE hodnôt obsahov prvkov do priestoru (obr. 3) sa zistí, že ich maximálne hodnoty RTE sú na SZ koncoch línií a na línii A. Síce nemôžeme určiť vplyv jednotlivých prvkov, ale ich sumu, predsa vplyv Hg a Pb je najvyšší, ako to vyplýva i z korelačných koeficientov (+0,51 resp. +0,55). K podobnému záveru sme došli i pri štúdiu vzťahu ťažké kovy – hodnoty magnetickej susceptibility vo vzorkách pôdy z okolia Suchej haldy U.S. Steel Košice. Je to aj v zhode so závermi Chan a kol. (1988). Samozrejme, že zvláštne postavenie má Sb a As v oblasti ťažby, resp. pod úpravňou t.j. nad Pezinkom. Porovnaním maximálnych hodnôt RTE jednotlivých prvkov, resp. ich sumy s RTE hodnotami magnetickej susceptibility (obr. 4) sa zistí, že sú to prakticky tie isté oblasti, t.j. SZ okraj a profil A.

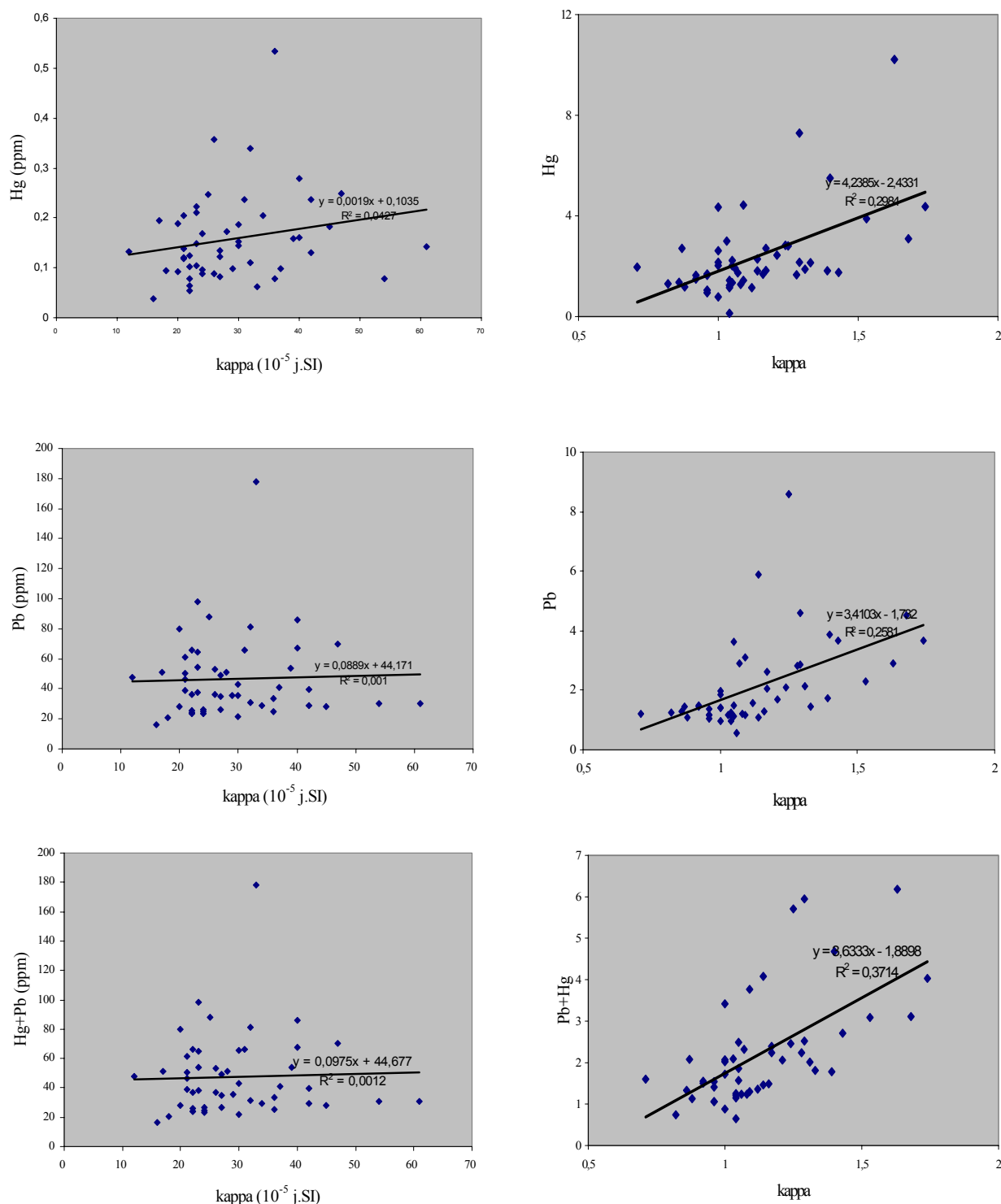
Jedným zo zdrojov povrchového znečistenia pôd sledovaného územia je i aglomerácia mesta Bratislava (najmä profil A), čo má oporu i v literatúre. Napr. Elias a kol. (1980 in Alloway 1990) sledovali ukladanie Pb na povrch rastlín. Zistili, že v čistom prostredí Yosemite Národnom parku je ukladanie Pb na rastliny 158 pg.cm⁻² za deň. Tieto hodnoty boli približne o dva rády menšie ako v mestskom prostredí.

Obr. 1 Geologická mapa územia a schéma rozmiestnenia študovaných lokalít pôdnych profilov



Iným zdrojom, keďže ide najmä o Pb a Hg, sa natíska vplyv diaľnice na SZ okraj profilov. Avšak v literatúre sa uvádza, napr. Smith (1976 in Alloway 1990), že pokles znečistenia vplyvom dopravy na diaľnici má exponenciálny charakter a lokálna úroveň je po 30 – 50 m. Takže pravdepodobne ide o nejaký ďalší zdroj znečistenia. Jedným môže byť i cementáreň Rohožník. Tento predpoklad má tiež oporu v literatúre (Stryczsz 1995).

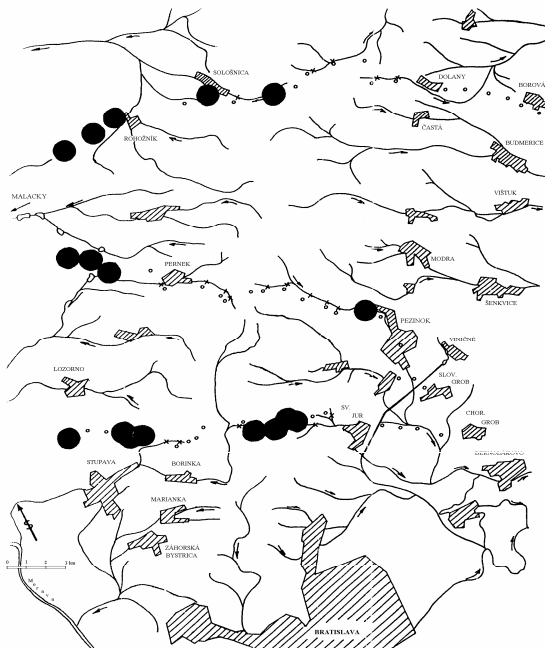
Obr. 2 Porovnanie absolútnych hodnôt (A) a RTE hodnôt (B)



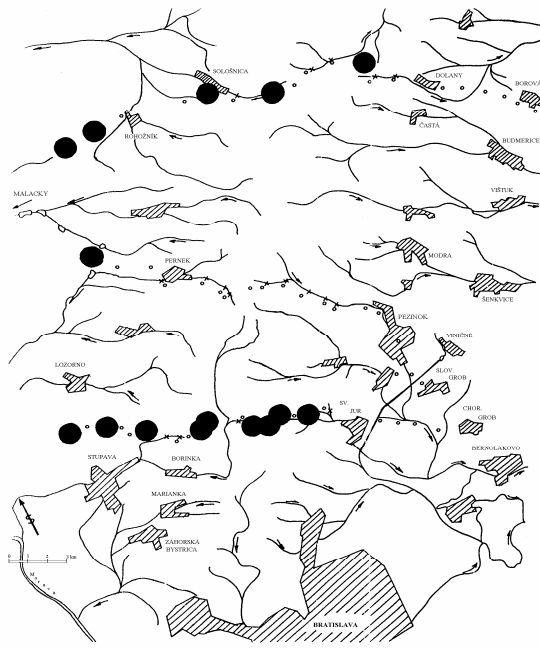
Keďže na SZ časti profilov je relatívne vyšší obsah všetkých sledovaných prvkov, ide pravdepodobne o niekoľko vzdialenejších zdrojov znečistenia. Hlavný smer prínosu polutantov do študovanej oblasti je vzdušnými prúdmi západného až severozápadného smeru, čo je v súlade so závermi environmentálno-geochemického štúdia Veselského a kol. (1998) i z ďalších štúdií napr. z analýzy machov (Florek a kol. 2001). Hrebeň Malých Karpát pravdepodobne pôsobí ako geochemická bariéra, na ktorej sa zachytávajú ťažké kovy z atmosféry. Na relatívne zvýšenie obsahov ťažkých kovov v pôdach na Z svahoch Malých Karpát upozornili práve výsledky meraní magnetickej susceptibility pôd.

Detailnejšie o profile Pezinok – Pernek je uvedené v práci Jurkovič a kol. (2004).

Obr. 3 Maximálne RTE hodnoty sumy obsahov Hg, Pb, As, Sb



Obr. 4 Maximálne RTE hodnoty magnetickej susceptibility



ZÁVERY

Pôdna kappametria je založená na účinku zvýšenia magnetickej susceptibility v najvrchnejších vrstvách pôdy na plochách so zvýšenou imisiou priemyselného prachu a popolčeka ako výsledok spaľovania fosílnych palív a mineralogickej premeny z paramagnetických foriem železa na ferimagnetické oxidy železa (magnetit, maghemit).

Z vyššie uvedeného textu vyplýva:

- Zvýšené hodnoty magnetickej susceptibility pôdných vzoriek oproti pozadiu signalizujú vyššiu koncentráciu ťažkých kovov v pôde.
- Pôdnu kappametriu môžeme použiť i pri nehomogénnom podloží, ale musíme sledovať relatívne zvýšenie hodnôt v povrchových horizontoch pôd.
- Existuje priama úmera medzi relatívnym zvýšením obsahov ťažkých kovov a odpovedajúcimi hodnotami magnetickej susceptibility v povrchových horizontoch pôd.
- Merania magnetickej susceptibility sa môžu robiť „in situ“.
- Pôdnu kappametriu je rýchla, lacná metóda a umožňuje nazhromaždiť veľké množstvo dát nutných pre štatistickú a grafickú interpretáciu priestorovej distribúcie magnetických parametrov týkajúcich sa antropogénneho znečistenia pôd ťažkými kovmi. Meranie magnetickej susceptibility sa môže použiť nielen v pôdnom monitoringu a pri zisťovaní zón ovplyvnených imisiami pôvodom zo železnej a neželeznej metalurgie, elektrární, spaľovní a cementárenského priemyslu, ale aj pri vyhľadávaní starých skládok uhlia a popola, mapovaní úrovní a hrúbok kontaminácie sedimentov morského dna, jazier, priehrad, ale i pri pedologickom výskume paleopôd a spraší.

Pod'akovanie:

Práca vznikla s podporou grantovej úlohy VEGA 1/9163/02.

LITERATÚRA

- Alloway, B.J. (Ed.), 1990: Heavy Metal in Soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow and London, 339.
- Brandau, A. and Urbat, M. 2000: Rock Magnetic Signature of Sediment near the Active Dead Dog Mound, Juan De Fuca Ridge. XXV EGS General Assembly, Geophysical Research Abstract, vol. 2, CD Rom.
- Cocuaud, F., Roussaeu, D.D. and Antoine, P., 1998: Rock Magnetism as a Paleoclimate Proxy in the Loess at Nussloch, Germany. *Annales Geophysicae*, Part I, Supplement I to Volume 15, C 101.
- Cotton, F.A. a Wilkinson, F.R.S., 1973: Anorganická chémia. Académia Praha, 1102.
- Čurlík, J., Šefčík, P. a Šurina, B., 1998: Metodika pre zostavenie pôdných a pedogeochemických máp. VÚPÚ Bratislava, 50.
- Đurža, O., 1999: Heavy Metals Contamination and Magnetic Susceptibility in Soils around Metallurgical Plant. *Phys. Chem. Earth (A)*, Vol. 24, No. 6, 541-543.
- Đurža, O. 2003: Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochemii ťažkých kovov. *Acta Geologica Universitatis Comenianae*, Bratislava, 58, 29-55.
- Florek, M., Frontasyeva, M., Maňkovská, B., Oprea, K., Pavlov, S. and Sýkora, I. 2001: Present State and Tendency in Air-pollution by Heavy Metals and Radionuclides in Slovakia. In: 9th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei. Dubna Russia.
- Chan, L.S., Yeung, C.H., Yim, W.W. and Or, O.L. 1998: Correlation Between Magnetic Susceptibility and Distribution of Heavy Metals in Contaminated Sea-floor Sediments of Hong Kong Harbour. *Environmental Geology*, 36, 1-2, 77-86.
- Jurkovič, L., Veselský, J., Kohút, M., Jajcay, M. 2004: Environmentálno-geochemický prieskum pôd širšieho okolia ložísk Pezinok – Pernek v Malých Karpatoch. In: Tretie pôdoznalecké dni na Slovensku, Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava, v tlači.
- Kapička, A., 1997: Magnetic Mapping of Fly-ash Pollution around a Power Plant of Počerady, Czech Republic. *Annales Geophysicae*, Supplement I to Volume 15, European Geophysical Society, C 103.
- Kapička, A., Jordanova, N., Petrovský, E. and Ustjak, S., 2000: Magnetic Stability of Power Plant Fly-ash in Different Soil Solutions. *Phys. Chem. Earth (A)*, 25, 5, 431-436.
- Khun, M., 1996: Vplyv kovonosných čiernych bridlic kryštalinika Malých Karpát na obsah ťažkých kovov v rastlinách. In: Hraško, J., Čurlík, J., Džatko, O. (Eds.): Ochrana pôdy – výzva pre budúcnosť. Výskumný ústav pôdnej úrodnosti Bratislava, 239-240.
- Magiera, T. and Strzyszc, Z. 2000: Ferrimagnetic Minerals of Anthropogenic Origin in Soils of Polish National Parks. *Water Air and Soil Pollution*, 124, 1-2, 37-48.
- Mikľajev, J.V. a Žogolev, S.L., 1990: O prostranstvennoj svjazi anomalij magnitnoj vosprijimčivosti počv s litogeochemičeskimi oreolami rudnych elementov. *Vest. Leningr. Un-ta*, ser. 7, N 14, 26-33.
- Milička, J., Vass, D. a Pereszlényi, M., 2002: Organická hmota v neskoromiocénnych sedimentoch Lučeneckej kotliny, južné Slovensko. *Mineralia Slov.*, 34, 93-98.
- Mullins, C.E., 1977: Magnetic Susceptibility of the Soil and its Significance in Soil Science – a Review. *Journal of Soil Science*, 28, 223-246.
- Petrovský, E., Kapička, A., Jordanova, N., Knab, M. and Hoffmann, V., 2000: Low-field Magnetic Susceptibility: a Proxy Method of Estimating Increased Pollution of Different Environmental Systems. *Environmental Geology*, Springer Verlag, 39, 3-4, 312-318.
- Strzyszc, Z., 1993: Magnetic Susceptibility of Soils in the Areas Influenced by Industrial Emissions. In: Soil monitoring, Monte Verita, Birkhäuser Verlag Basel, 225-269.
- Strzyszc, Z., 1995: Contents of Ferromagnetics of Soil of Opole Region Contaminated by Cement-industry Imissions. *Mitt. Dtsch Bodenkundl Gesell*, 76, 1477-1480.
- Veselský, J., Jurkovič, L. a Đurža, O., 1998: Výsledky environmentálno – geochemického prieskumu vo významnej CHKO – Malé Karpaty. In: Prieskum a hodnotenie znečistenia prostredia. BIJO Slovensko Prešov, 17-42.
- Verosub, K.L., Fine, P., Singer, M.J. and Tenpas, J. 1993: Pedogenesis and Paleoclimate: Interpretation of the Magnetic Susceptibility Record of Chinese Loess-Paleosol sequences. *Geology*, v. 21, 1011-1014.

FLUORESCENČNÍ SPEKTROSKOPIE HUMINOVÝCH KYSELIN IZOLOVANÝCH Z JIHOMORAVSKÉHO LIGNITU

Fluorescent Spectroscopy of Humine Acids Insolated from the South-moravian Lignite

Naděžda FASUROVÁ, Romana BÁRTKOVÁ, Hana ČECHLOVSKÁ

*Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav fyzikální a spotřební chemie,
Purkyňova 118, 612 00 Brno, Česká republika*

Abstrakt

Cílem předložené práce je rozšíření aplikace fluorescenční spektroskopie pro charakterizaci huminových látek. Huminové látky byly izolovány z lignitu, Jižní Morava, metodou standardní alkalické extrakce. Vzorek humátu sodného byl připraven titrací lignitické huminové kyseliny s hydroxidem sodným. Excitace a emise vlnových délek vycházeli ze standard Leonardite humic acid (IHSS) a Fluka a byly porovnány. Synchronní fluorescenční spektroskopie byla použita pro sledování konstantní diference vlnových délek $\Delta\lambda = \lambda_{em} - \lambda_{ex}$ pro lepší spektrální rozlišení. Metoda se použila pro určení a identifikaci fluorescenční složek systému.

Klíčová slova: lignitové huminové kyseliny, fluorescenční spektroskopie, synchronní fluorescenční spektroskopie, index humifikace

Abstract

The aim of this work is the extension of fluorescence spectroscopy application for characterization of humic substances. Humic substances were isolated from South Moravia lignite by standard alkali extraction. A sample of sodium humate was prepared by titration of lignitic humic acid with sodium hydroxide. Excitation and emission wavelengths results of standard (Fluka) and Leonardite humic acid (IHSS) were compared. Synchronous fluorescence spectroscopy was used for scan by setting of constant wavelength difference $\Delta\lambda = \lambda_{em} - \lambda_{ex}$ for better spectral resolution. Such method was used for determination and identification of fluorescence components of the system.

Key words: lignitic humic acids, fluorescence spectroscopy, synchronous fluorescence spectroscopy, humification index.

ÚVOD

Huminové kyseliny (HA) jsou hlavní složkou huminových látek. HA představuje směs různorodých látek s vysokým obsahem fenolických a jiných aromatických sloučenin. Substitucí karboxylových, hydroxylových a dalších substituentů na aromatickém kruhu dochází k tomu, že tyto skupiny při deaktivaci fluoreskují. Je známo, že huminové kyseliny mohou vázat různé anorganické nebo organické látky, respektive vázat některé kovy. Tento aspekt je důležitý z hlediska dekontaminace půd.

Huminové kyseliny byly izolovány z lignitu lokalita Mikulčice, Jižní Morava, metodou alkalické extrakce (standardní postup). Na extrakci byl použit roztok 0,5 M NaOH a 0,1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$.

Fluorescenční spektroskopie může být využita pro charakterizaci koloidních systémů, které obsahují fluorofory. V případě použití v huminové chemii lze za její pomoci takto odlišit například huminové a fulvinové kyseliny, nebo také odlišit typ huminových kyselin (půdní, vodní sedimenty, rašelinové, lignitické). Synchronní fluorescenční měření se používá k vyššímu rozlišení emisního spektra přítomností dalších spektrálních piků.

Příprava vzorků, metody

Vzorky HA byly připraveny rozpuštěním v 0,5 M NaOH a hodnota pH byla upravena pomocí roztoku HCl na 7,0. Dále byl připraven vzorek humátu sodného z lignitické huminové kyseliny, který vznikl titrací huminové kyseliny hydroxidem sodným na pH 7. V práci byly použity standardy Leonardite humic acid = LHA (IHSS) a Fluka. Koncentrace připravených vzorků byla 10 mg.l⁻¹. Elementární analýza byla provedena pomocí mikroanalýzátoru Carlo Erba, Flash 1112. K měření velikosti částic byl použit přístroj Zetasizer Malvern, 3000 HS. Měření UV–VIS spektroskopie bylo provedeno na spektrofotometru Hitachi U-3300, v oblasti od 200 do 900 nm. K měření fluorescence byl použit spektrofluorimetr Aminco Bowman, Serie 2, Thermospectronics. Byla měřena excitační spektra v oblasti od 300 do 460 nm a emisní spektra v rozmezí od 460 do 600 nm. Synchronní fluorescence byla měřena v rozmezí od 300 do 600 nm.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky připravených lignitických vzorků byly porovnávány se zvolenými standardy. Vzorky se liší hlavně obsahem uhlíku, dusíku, popela a způsobem přečištění. Bylo zjištěno, že obsah uhlíku se pohyboval v rozmezí od 57 do 66 %, obsah dusíku od 1 do 2,7 %, obsah popela od 2,6 do 29 % (viz tab. 1).

Tab. 1 *Výsledky elementární analýzy vzorků a obsah popela ve vzorcích*

Typ HK	C(%)	O(%)	N(%)	H(%)	Popel [%]
Leonardite HA (LHA)	63,81	32,03	1,23	3,7	2,58
Fluka HA	66,49	26,08	2,14	5,29	29
HA	60,65	31,45	2,7	5,2	28,8
HA13	59,49	34,01	1,96	4,54	12,3
HA17	60,46	33,12	2,1	4,32	2,8
HAS	63,8	31,74	1,6	2,9	9
HJK	57,2	37,2	1,0	4,6	2,27

Hodnoty elementární analýzy jsou uvedeny pro bezpopelové HK.

Velikost částic pro standard LHA byla 312 nm (změřená s použitím Zetasizeru). Velikost částic ostatních vzorků byla v oblasti od 300 do 500 nm. Excitační maxima byla určena při 450, (468) nm, maxima emise byla pozorována kolem 500 – 530 nm. Nejvyšší intenzitu excitace i emise poskytoval vzorek HA17, s poměrně nízkým obsahem popela. Huminové kyseliny jsou v roztocích zbarveny hnědě. Byly měřeny UV-VIS spektra těchto roztoků, kde byla pozorována maxima absorpce kolem 220 nm. Naměřená UV-VIS spektra byla použita pro stanovení humifikačních indexů.

Humifikační index souvisí u lignitických huminových látek se stupněm zuhelnatění a je závislý na chemickém charakteru vzorku. Byl spočten poměr hodnot absorbancí při vlnových délkách A_{465}/A_{665} (Zimmermann et al., 1997, Barančíková et al., 1997, Szombathová et al., 2001). Bylo zjištěno, že nejnižší hodnotu humifikačního indexu poskytoval vzorek HA17 $E_{4/6} = 4,39$, a proto lze předpokládat, že tento vzorek má nejvyšší molekulovou hmotnost. Nejvyšší hodnotu humifikačního indexu měl vzorek HAS, u kterého se předpokládá nejnižší molekulovou hmotnost. Obvykle se pohybuje humifikační index v rozmezí 5 – 7.

Při spektrofluorimetrických měřeních byla využita technika synchronního měření v oblasti od 300 do 600 nm. Bylo zjištěno, že při synchronní fluorescenci se ve spektru objevují další emisní piky. To souvisí s tím, že v systému jsou přítomny další látky obsahující fluoroforní skupiny, jejichž vliv se projevuje právě při této technice měření. Tímto způsobem také lze odlišit huminové od fulvokyselin

(Szombathová et al., 2001). V tab. 1 jsou uvedeny výsledky elementární analýzy a obsah popela a v tab. 2 jsou hodnoty emisí jednotlivých vzorků, obsah popela ve vzorcích a humifikační indexy $E_{4/6}$.

Tab. 2 *Hodnoty vlnových délek emisních maxim, intenzit fluorescence a hodnoty humifikačních indexů vzorků*

Vzorek, 10 mg/l	$\lambda_{em.}$ [nm]	intenzita	$E_{4/6}$
HA17	530	7,90	4,39
HAS	530	7,14	7,76
HJK	532	6,22	7,28
HA	529	5,98	4,41
LHA	504, (526)	7,21 (6,70)	5,34
FL	505, (526)	7,13 (6,69)	6,38
HA13	529, (505)	7,11 (6,93)	5,81

Při synchronním měření se používá nastavení rozdílu mezi monochromátory $(\lambda_{em.} - \lambda_{ex.}) = \Delta\lambda$. Miano a Senesi (1992) dosáhli nejlepšího rozlišení při $\Delta\lambda = 18$ nm. V našem případě byla optimální hodnota na upřesnění fluorescenčních spekter $\Delta\lambda = 20$ nm. Chen et al. (2003) sledoval synchronní fluorescenci půdních HK v závislosti na hodnotě pH při stejném nastavení $\Delta\lambda$. Synchronní fluorescenční spektra jsou pro huminové kyseliny charakteristická třemi emisními píky, při 488, 500 a 511 nm. Podobně je tomu u půdních huminových kyselin, jak uvádí Chen et al. (2003), kde byla maxima pozorována při 466, 480, 489 nm. To souvisí s nižší molekulovou hmotností vzorků. Rivera, Dimonceau (2002) sledovali LHA standard pomocí fluorescence a dále studovali komplexaci HK s kobaltem synchronní metodou. V budoucnu bude tato metoda aplikována na komplexy například s mědí. V tab. 3 jsou uvedeny hodnoty synchronní fluorescence při $\Delta\lambda = 20$ nm.

Tab. 3 *Synchronní fluorescenční maxima vzorků při $\Delta\lambda = 20$ nm*

Vzorek, 10 mg/l	Excitace, $\lambda_{ex.}$ [nm]	Emise, $\lambda_{em.}$ [nm]
LHA	473	488, 501, 511
HA17	472	488, 500, 511
HAS	471	488, 502, 512
HJK	471	487, 501, 510

ZÁVĚR

Izolované lignitické huminové kyseliny obsahují různé substituenty na aromatickém jádře, liší se nejen elementárním složením, ale také různou molekulovou hmotností. Lze předpokládat, že alkalická extrakce a další čistící operace mohou změnit molekulovou hmotnost vzorků. Excitace vzorku byla určena při 450, (467) nm. Na základě emisních spekter lze říct, že některé vzorky mají dvě emisní maxima, ostatní pouze jedno maximum. Předpokládá se, že pokud má HK dvě emisní maxima, dochází k sekundární emisi. Emise při nižší vlnové délce odpovídají obsahu jednoduchých fenolických skupin a nižší molekulové hmotnosti. Vzorky s maximem při vlnové délce kolem 530 nm mohou obsahovat složitější aromatické sloučeniny typu kumarin, chinon. U těchto vzorků lze předpokládat vyšší molekulovou hmotnost. U vzorků s dvěma maximy lze předpokládat podíl obou struktur, jak nízkomolekulární, tak vysokomolekulární. Nejvyšší intenzitu emise vykazoval vzorek HA 17, který měl nejnižší hodnotu humifikačního indexu, což předpokládá zpravidla vyšší molekulovou hmotnost oproti ostatním vzorkům.

Nejvyššího rozlišení fluorescenčního spektra bylo dosaženo při nastavení $\Delta\lambda = 20$ nm. Synchronní fluorescence je pro vzorky huminových kyselin charakteristická třemi emisními píky, při 488, 500 a 511 nm. Maxima se podle nastaveného rozdílu mezi monochromátory posouvají k nižší vlnové délce. Existence dalších píků se vysvětluje tím, že se projevují jednotlivé substituenty na aromatickém jádře, popřípadě dochází k jiné orientaci (konformaci) molekuly HK. Vzorek humátu sodného ve vodném roztoku při neutrálním pH vykazuje podobnou tendenci emise, má však nízkou

intenzitu. Lze tedy předpokládat, že příprava humátu z lignitické HK snižuje molekulovou hmotnost vzorku.

Výsledky této práce doplňují výzkum probíhající na pracovišti ÚSFCH, VUT v Brně.

Poděkování Grantové Agentury České republiky: Tato práce byla řešena v rámci projektu GAČR „Studium koloidních vlastností huminových kyselin” č. 104/03/D135.

LITERATURA

- Barančíková G., Monitoring of soil Organic Matter of Cambisols, Humic Substances in Ecosystems (2001) 3-11.
- Barančíková G., Senesi N., Brunetti G., Chemical and spectroscopic characterization of humic acids isolated from Slovak soils. *Geoderma* (1997) 78, 3-4, 251-266.
- Chen J., Le Boeuf E. J., Dai S., Gu B., Fluorescence spectroscopic studies of natural organic matter fractions. *Chemosphere* (2003) 50, 639-647.
- Miano T. M., Sposito G., Martin J. P., Fluorescence spectroscopy of humic substances, *Soil Sci. Soc. Am. J.* (1988) 52, 1016-1019.
- Miano T. M., Senesi N. Synchronous excitation fluorescence spectroscopy applied to soil humic substances chemistry, *The Science of the Total Environment* (1992) 117/118 41-51.
- Rivera F. M., Dumonceau J., Fluorescence spectrometry for quantitative characterization of cobalt (II) complexation by Leonardite humic acid. *Anal. Bioanal. Chem.* (2002) 374, 1105-1112.
- Senesi N., Miano T. M., Provenzano M. R., Brunetti G., Characterization, differentiation, and classification of humic substances by fluorescence spectroscopy. *Soil Science* (1991) 152, 4, p. 269.
- Senesi N., Part II. The fluorescence spectroscopy approach, *Analytica Chimica Acta* (1990) 232, 77-106.
- Szombathová N., Luster J., Zaujec A., Blaser P., Fluorescence spectra of Soil Humic and Fulvic Acids Isolated from Different Ecosystems, *Humic Substances in Ecosystems* (2001) 123-128.
- Zimmermann U., Löhmansröben H. G., Skrivánek T., Absorption and fluorescence spectroscopic investigations of PAC/humic substance-interactions in water. *Proceedings of SPIE* (1997) 3107, 239-249.

VPLYV VYSOKÉHO STUPŇA PÔDNEJ KONTAMINÁCIE NA TRANSPORT A KUMULÁCIU RIZIKOVÝCH MIKROPRVKOV (Cd, Pb a Zn) V NADZEMNEJ HMOTE LÁSKAVCA

Effect of High Soil Contamination on Risk Microelement Transport and Accumulation (Cd, Pb and Zn) in Overhead Mass of *Amaranth*

Karel FIALA¹, Dušan MIKLOVIČ²

¹Čiližská 10, 821 07 Bratislava

²Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava ,
e-mail: miklovic@vupu.sk

Dívčina krásna, anděl padlý,
co amaranth na jaře svadlý,
v ubledlých lících krásy spěj(1).

„Si čarodejnica, musíš preto vedieť:
je to pravda, že je taká zelina, ktorej
keď sa niekto napije, musí sa zaľúbiť?
Láskavec, či tak akosi?“ „Láskavec. Ale
na tvoje trápenie ani láskavec nepomôže“⁽²⁾

Abstrakt

Formou maloparcelkového pokusu na stredne ťažkej, vysoko kontaminovanej fluvizemi bol sledovaný transport a kumulácia kadmia, olova a zinku do rôznych nadzemných vegetatívnych orgánov láskavca (*Amaranthus*). Pôda, použitá na pestovanie, vysoko prekračovala limitné hodnoty „A₁“ v pôdnom výluhu 2M HNO₃. Obsah Cd (7,5 mg.kg⁻¹) prekračoval tento limit 25 x, Pb (527 mg.kg⁻¹) 17,6 x a Zn (522 mg.kg⁻¹) 13 x. Tieto vysoké pôdne obsahy podmieňovali aj vysokú kumuláciu uvedených rizikových mikroprvkov vo všetkých nadzemných častiach (stonkách, súkvetiach, zrnách) láskavca. Ani jedna zo sledovaných častí nespĺňala hygienické limity z aspektu Cd nielen ako potravinovej suroviny (zrno – 1,17 mg.kg⁻¹), ale ani ako krmiva. Obsah Pb v zrne (5,17 mg.kg⁻¹) takisto vylúčil jeho použitie pre ľudskú výživu. Zohľadňujúc úrodu sušiny láskavca (17,7 t.ha⁻¹) pri známej objemovej hmotnosti pôdy, dôjde teoreticky k odčerpaniu cca 138 g Cd z 1 ha a 4 315 g Zn z tejto plochy. V prípade Cd to však predstavuje pokles len o 0,04 mg.kg⁻¹ a pre Zn o cca 1,3 mg.kg⁻¹. V prípade použitia láskavca ako biokumulantu pre uvedené kovy by bolo treba pestovanie mnohonásobne opakovať. Na druhej strane však v dôsledku kumulatívnej schopnosti tejto plodiny je treba istej opatrnosti pri kontrole surovín (amaranthovej múky), určenej k príprave populárnych dietetických výrobkov.

Kľúčové slová: pôda, kontaminácia, transport, kumulácia, rizikové mikroprvky, nadzemná hmota, láskavec

Abstract

By a small-area field trial on medium coarse heavy contaminated Fluvisol the transport and accumulation of cadmium, lead and zinc into different parts of *Amaranthus* plant has been accomplished. The used soil very expressively exceeded „A₁“ limits stated for 2M HNO₃ soil extract. Cd content (7.5 mg.kg⁻¹) exceeded this limit value by 25-times, Pb (527 mg.kg⁻¹) by 17.6-times and Zn (522 mg.kg⁻¹) by 13-times. These high soil contents resulted in high accumulation of mentioned heavy metals into every above-ground vegetative part (stem, flower, kernel) of *Amaranthus*. None of monitored vegetative part fulfills the hygienic limits from Cd aspect neither for food raw-material, nor for forage,

because its content in kernel has been 1.17 mg.kg^{-1} . Lead content in kernel (5.17 mg.kg^{-1}) excluded its use for food raw-material. Taking into account *Amaranthus*' dry matter yield (17.7 t.ha^{-1}) and arable layer soil bulk density, so much as $138 \text{ g Cd. ha}^{-1}$ and $4\,315 \text{ g Zn. ha}^{-1}$ is theoretically removed by *Amaranthus*' biomass. However, thus the relative soil concentration decreases in case of Cd only by 0.04 mg.kg^{-1} and for Zn only by 1.3 mg.kg^{-1} . Hence, only many-time repeated harvesting could perhaps result in a successful soil remediation. On the other hand, due to *Amaranthus*' risk elements accumulative ability some caution must be paid for food raw-material analytical control (e.g. for amaranth meal dedicated for popular diets).

Key words: soil, contamination, transport, accumulation, risk microelements, overhead mass, amaranth

ÚVOD

Láskavec (*Amaranthus*) patrí medzi rastliny s fotosyntézou typu C_4 . Tieto sa vyznačujú vysokou produkčnou schopnosťou a v porovnaní s C_3 typom nižšou kvalitou. Láskavec tvorí však výnimku, nakoľko je vysoko produkčný a zároveň kvalitný. Jeho kvalita spočíva predovšetkým vo vysokom obsahu N-látok, mnohých minerálnych prvkov (najmä Ca, Fe a S) a nízkom obsahu vlákniny (Gregorová et al., 1996). Vysoký podiel biomasy, nevelké nároky na agrotechniku a kumulčná schopnosť z aspektu anorganických prvkov predurčuje túto plodinu o.i. k funkcii bioakumulanta rizikových stopových prvkov z kontaminovanej pôdy.

Cieľom práce bolo kvantifikovať schopnosť nadzemnej hmoty *amaranthusu* (láskavca) kumulovať vybrané rizikové mikroprvky (Cd, Pb, Zn) z vysoko kontaminovanej pôdy.

MATERIÁL A METÓDY

Na základe výsledkov predchádzajúcich prác, riešiacich problematiku transportu a kumulácie Cd, Pb a Zn pod vplyvom rôznych agrotechnických opatrení do niektorých poľnohospodárskych plodín (Zrubec, et al., 1998, Miklovič, et al., 1998, Fiala, et al., 1998) sústredili sme sa na sledovanie stupňa kontaminácie ďalšej plodiny, láskavca, na rovnakej lokalite, teda na silno kontaminovanej fluvizemi v nive Štiavnického potoka, v lokalite Hontianske Tesáre. Uvedené územie sa nachádza v katastri PD Terany, okres Krupina a niva potoka je výrazne ovplyvnená geochemickou anomáliou, ako aj predošlou antropickou (banskou) činnosťou v priľahlej banskoštiavnickej oblasti (Forgáč, et al., 1995).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vlastný experiment sa realizoval formou maloparcelkového pokusu na ploche $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$, predbežne vyhnojenej dusičnanom amónnym ($27 \% \text{ N}$, dávka 80 kg N.ha^{-1}) Dňa 12. 5. 1998 bol vysiaty hybrid láskavca „K-432“ pri dodržovaní medziriadkového sponu $0,45 \text{ m}$. Po dvojnásobnom plúžkovaní vzídených rastlín a jednotení ($200\,000 \text{ jedincov.ha}^{-1}$) bol vykonaný zber nadzemnej hmoty 17. 9. 1998, pričom sa stanovila priemerná úroda zo 4 „subparceliek“ $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$. Z týchto predbežne vymeraných subparceliek boli aj vykonané odbery pôdných vzoriek pred založením pokusu a po jeho skončení (tab. 1a, 1b). Celková úroda nadzemnej fytohmoty (priemer z 4 „subparceliek“) bola $(88,0 \pm 3,40) \text{ t.ha}^{-1}$, čo po prepočte na priemernú $20,1 \%$ sušinu predstavuje $(17,70 \pm 0,68) \text{ t.ha}^{-1}$. (Všetky konfidenčné intervaly, uvedené v príspevku, platia pre $\alpha = 5 \%$). Priemerná úroda zrna bola $(6,12 \pm 0,68) \text{ t.ha}^{-1}$, čo pri priemernej sušine 86% predstavuje $(5,27 \pm 0,59) \text{ t.ha}^{-1}$.

Tab. 1a Niektoré pôdne charakteristiky pred sejbou láskavca

		mg/kg									
pH pôdy*		Pôdny výluh Mehlich II				výluh v 2M HNO ₃ *			Výluh 0,05M EDTA (pH = 7,0)*		
pH/H ₂ O	pH/KCl	P	K	Mg	Ca	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
7,38 ± 0,17	6,13 ± 0,12	28,4	155,0	566	3 412	7,5 ± 0,17	527 ± 29	522 ± 33	4,8 ± 1,8	230 ± 46	153 ± 16

* Priemer \pm interval spoľahlivosti pri $\alpha = 0,05$, $n = 4$

Tab. 1b Niektoré pôdne charakteristiky po zbere láskavca

Pôdny výluh v 2M HNO ₃ (mg.kg ⁻¹)*			Pôdny výluh v 0,05M EDTA {pH = 7,0}(mg.kg ⁻¹)*		
Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
7,39 ± 0,18	516,8 ± 36,9	519,3 ± 5,40	4,52 ± 1,70	217,8 ± 46,0	144,6 ± 16,0

* Priemer ± interval spoľahlivosti pri $\alpha = 0,05$, $n = 4$

Pôda, na ktorej bol láskavec pestovaný (tab. 1a), nebola, napriek nízkemu obsahu fosforu (Kotvas, et al., 2000) prihnojovaná, okrem uvedenej jednorázovej dávky dusíka.

Analýzy pôdneho a rastlinného materiálu boli vykonané podľa ústavných zaužívaných metodík (Fiala, et al., 1999). Pozoruhodne vysoké pôdne obsahy Cd, Pb a Zn výrazne prekročovali donedávna platné limitné hodnoty „A₁“ pre výluh v 2M HNO₃ (Vestník MP SR, 26. január 1994); pri kadmii 25-krát (limit 0,3 mg Cd.kg⁻¹), pri Pb 17,6-krát (30 mg.kg⁻¹) a pri Zn 13-krát (40 mg.kg⁻¹). Ak však uvažíme ďaleko vyššiu „rozpušťacíu“ schopnosť vriacej lúčavky kráľovskej, pôsobiacej v polouzatvorenom rozkladnom systéme (STN ISO 11466, 2001), na základe ktorej sú stanovené súčasné limitné hodnoty Cd, Pb a Zn v poľnohospodárskej pôde (Zbierka zákonov č. 220/2004), pôjde určite o ešte vyššie prekročenie týchto limitných hodnôt v porovnaní s extrakčným účinkom studenej 2M HNO₃. S vysokými pôdnymi koncentraciami sledovaných rizikových mikroprvkov korešpondujú aj zvýšené koncentrácie v jednotlivých nadzemných častiach láskavca (tab. 2), najmä pokiaľ ide o kadmium.

Tab. 2 Obsah vybraných kovov v rôznych častiach láskavca

Časť rastliny	Obsah prvku v sušine (mg.kg ⁻¹)**				
	Cd	Pb	Zn	Fe	Mn
Osivo hybridu „K-432“	≤ 0,05	≤ 0,10	32,17 ± 1,95	87,50 ± 6,50	30,33 ± 1,30
Celá nadzem. časť (pretrhávanie 17. 6. 1998)	8,00 ± 1,30	15,15 ± 1,43	188,7 ± 15,6	1 168 ± 110,0	89,0 ± 8,4
Celá nadzem. časť – zber (stonky + súkvetie + zrno)	7,83 ± 0,65	1,92 ± 0,45	243,8 ± 20,80	171,7 ± 3,2	19,2 ± 1,9
Len súkvetie + zrno – zber	3,65 ± 0,32	2,37 ± 0,32	141,8 ± 6,50	131,7 ± 13,0	15,2 ± 2,6
Len stonky – zber	12,67 ± 0,65	1,90 ± 0,45	400,0 ± 13,60	210,0 ± 22,7	25,2 ± 1,9
Len dopestované zrno – zber	1,17 ± 0,07	5,17 ± 1,63	114,5 ± 2,60	321,7 ± 39,0	29,3 ± 3,9

** Priemer ± interval spoľahlivosti pri $\alpha = 0,05$, $n = 3$

Žiadna časť rastliny nevyhovuje z aspektu obsahu Cd ako krmivo, dokonca ani zrno (Vestník MP SR z 5. 11. 2003). Z tohto hľadiska je obsah Pb podlimitný a obsah Zn už v krmivách prestal byť sledovaný. Z hľadiska ľudskej výživy prekračuje obsah Cd a Pb v zrne láskavca najvyššie prípustné množstvá (Miklovič, et al. 1999), na čo treba upozorniť z aspektu použitia amarantovej múky pre bezlepkovú diétu, resp. výrobkov tzv. racionálnej výživy.

Napriek relatívne vysokému odčerpávaniu najmä Cd a Zn nadzemnou biomasou láskavca sú reálne odčerpané pôdne koncentrácie uvedených prvkov veľmi nízke. Ak zoberieme do úvahy priemernú úrodu sušiny nadzemnej biomasy láskavca (17,7 t.ha⁻¹), – vid' Miklovič, et al. (1999), mernú hmotnosť kontaminovanej pôdy v hĺbke 0 – 0,25 m (1,30.10³ kg.m⁻³) – vid' Zrubec (1998) a obsahy Cd, resp. Zn v sušine, potom nadzemná časť láskavca odčerpá z 1 ha pôdy 138 g Cd a 4 315 g Zn, čo predstavuje pri Cd pokles len o 0,04 mg.kg⁻¹ a 1,3 mg Zn.kg⁻¹. Preto neprekvapuje, že medzi pôdnymi obsahmi Cd, Pb a Zn pred výsevom (tab. 1a) a po zbere láskavca (tab. 1b) nie je významný rozdiel ani v jednom z výluhov, kvantifikujúcich „mobilizovateľné“ pôdne formy.

Ďaleko výraznejšie je odčerpávanie makroživín N, P, K, Ca a Mg, kde najmä pri draslíku pôjde o jeho luxusný príjem (tab. 3).

Tab. 3 Obsah vybraných živín v rôznych častiach láskavca

Časť rastliny	Obsah prvku v sušine (%)**				
	N	P	K	Mg	Ca
Osivo hybridu „K-432“	2,050 ± 0,087	0,612 ± 0,025	0,506 ± 0,022	0,263 ± 0,014	0,047 ± 0,002
Celá nadzem. časť (pretrhávajúce 17.6.1998)	3,786 ± 0,047	0,515 ± 0,020	5,667 ± 0,099	0,944 ± 0,072	1,822 ± 0,130
Celá nadzem. časť – zber (stonky + súkvetie + zrno)	1,568 ± 0,076	0,317 ± 0,019	3,444 ± 0,289	0,526 ± 0,029	0,794 ± 0,022
Len súkvetie + zrno – zber	2,266 ± 0,168	0,462 ± 0,032	2,981 ± 0,072	0,333 ± 0,002	0,233 ± 0,002
Len stonky – zber	1,082 ± 0,083	0,201 ± 0,014	4,296 ± 0,144	0,791 ± 0,022	1,822 ± 0,043
Len dopestované zrno – zber	2,269 ± 0,133	0,574 ± 0,012	0,461 ± 0,022	0,252 ± 0,014	0,056 ± 0,008

** Priemer ± interval spoľahlivosti pri $\alpha = 0,05$, $n = 3$

ZÁVERY

Amaranthus (láskavec) vo forme hybridu „K-432“, pestovaný na silno kontaminovanej stredne ťažkej fluvizemi typickej v lokalite Hontianske Tesáre, preukázal zvýšenú kumulačnú schopnosť pre väčšinu sledovaných makroživín a tiež pre Cd a Zn (v menšej miere pre Pb).

Táto kumulatívna schopnosť je na jednej strane prospešná pri možnom využití láskavca ako dekontaminantu nižších pôdnych obsahov Cd a Zn, najmä pri opakovanom (niekoľkonásobnom) pestovaní.

Na druhej strane môže byť jeho výrazná selektivita zdrojom istých rizík pri pestovaní pre potravinárske, resp. krmovinárske účely.

LITERATÚRA

- Mácha, K.H. 1921. *Máj*. Praha: 1921, nakl. I.J.Kober, 1921, s. 3.
- Sienkiewicz, H. 1988. *Ohňom a mečom, II*. Žilina: Meteor, 1988, s 9.
- Gregorová, H., et al. 1996. Kvalita láskavca ako objemovej krmoviny. In: Húska, J. et al. *Biologizácia rastlinnej výroby V. a VI*. Zborník referátov. Nitra: Slovenská asociácia pre biomasu, 1996, s. 2-6.
- Zrubec, F., Miklovič, D., Fiala, K. 1998. Obsah a biopristupnosť Cd, Pb a Zn v silno kontaminovanej fluvizemi (1. Interakcia pôda-ovos siaty v štádiu kvitnutia). In: Bielek, P. et al. *Potenciály a bariéry transportu škodlivín z pôdy do potravinového reťazca*. Syntetická záverečná správa. Bratislava: VÚ pôdoznanectva a ochrany pôdy, 1998, s. 125-133.
- Miklovič, D., Zrubec, F., Fiala, K. 1998. Obsah a biopristupnosť Cd, Pb a Zn v silno kontaminovanej fluvizemi (2. Interakcia pôda-ovos siaty v štádiu plnej zrelosti. *ibid.*, s.153-161.
- Fiala, K., Miklovič, D., Zrubec, F. 1998. Obsah a biopristupnosť Cd, Pb a Zn v silno kontaminovanej fluvizemi (3. Interakcia pôda-raž siaty v štádiu plnej zrelosti. *ibid.*, s. 163-169.
- Forgáč, J., et al. 1995. Výskyt toxických prvkov v oblasti Banskej Štiavnice. *Mineralia Slovaca*, 1995, 27, s. 45-56.
- Kotvas, F. et al. 2000. *Výsledky agrochemického skúšania pôd na Slovensku v rokoch 1995-1999 (X. cyklus ASP)*. Bratislava: ÚKSÚP, 2000, 100 s.
- Fiala, K. et al. 1999. *Závazné metódy rozborov pôd*. Bratislava: VÚPOP, 1999, 142 s.
- Rozhodnutie Ministerstva pôdohospodárstva SR o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde a o určení organizácií oprávnených zisťovať skutočné hodnoty týchto látok*. In: Vestník MP SR, 26. január 1994, čiastka 1, s. 3-10.
- STN ISO 11466. 2001. *Kvalita pôdy: Extrakcia stopových prvkov rozpustných v lúčavke kráľovskej*. Bratislava: SÚTN, 2001.
- Zbierka zákonov č. 220/2004, čiastka 96 z 10.3.2004 (Zákon o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia Príloha č. 2 – Limitné hodnoty rizikových látok v poľnohospodárskej pôde).

- Vestník Ministerstva pôdohospodárstva SR z 5.11.2003, roč. XXXV, čiastka 22, odsek 69, časť D (*Výnos MP SR z 27.10.2003 č.3158/2003-100, ktorým sa mení a dopĺňa výnos MP SR z 7.10.1997 č. 1497/1/1997-100 o kŕmnych surovinách na výrobu kŕmnych zmesí a o hospodárskych krmivách v znení neskorších predpisov.*
- Vestník Ministerstva pôdohospodárstva SR, z 1.4.2004, roč. XXXVI, čiastka 10-I.časť. Výnos MP SR a MZ SR z 15.3.2004 č. 608/3/2004-100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu SR upravujúca kontaminanty v potravinách. Príloha č.1, časť A (*Chemické prvky*).
- Miklovič, D., Zrubec, F., Fiala, K. 1999. „Risk of cropping systems on severely contaminated fluvisol“ (Poster). In: *Abstrakt z medzinárodnej konferencie Soil Conservation in Large-Scale Land Use*. Bratislava: VÚPOP Bratislava, máj 1999, s.131.
- Zrubec, F. 1998. Vplyv rôznych spôsobov obhospodarovania pôdy na transport škodlivín (ťažkých kovov) z pôdy do rastlinnej produkcie. Záverečná správa za etapu 03. In: In: Bielek, P. et al.: *Potenciály a bariéry transportu škodlivín z pôdy do potravinového reťazca*. Syntetická záverečná správa. Bratislava: VÚ pôdoznalectva a ochrany pôdy, 1998, s.73-122.

MICROBIOLOGICAL AND ENZYMATIC BIOMARKERS FOR SOIL MONITORING

Mikrobiologické a enzymatické biomarkery pri pôdnom monitoringu

Juan Carlos GARCÍA-GIL¹, Alfredo POLO¹, Jozef KOBZA²,

¹*Centro de Ciencias Medioambientales (C.S.I.C.) Serrano 115 dpl. 28006 Madrid, Spain*

²*Soil Science and Conservation Research Institute, Regional Department of Banská Bystrica,
Mládeznícka 36, 97404 Banská Bystrica, Slovakia*

e-mail: jcgarcia-gil@ccma.csic.es

Abstract

In the present research, microbial biomass C (MBC), soil basal respiration, metabolic quotient (qCO_2) and enzyme activities involved in the metabolism of active microorganisms (dehydrogenase, catalase) and in the biogeochemical cycles of P (phosphatase), N (urease, BAA-protease) and C (β -glucosidase) were monitored and compared during a 120-days incubation with total organic C (TOC), and its labile and humified fractions in an degraded soil amended with sewage sludge (SL) at a rate of 80 t ha⁻¹. A nonamended soil was used as control. Significant increases in humic and fulvic acids and TOC contents were observed with SL application. The input of new labile C sources with SL to the soil enhanced microbial biomass C (MBC), basal respiration and all enzymatic activities as a consequence of a global reactivation of soil microbiota metabolism. In general, enzyme activities in SL-amended soil decreased with time, as the most labile C fractions added with the sludge were mineralised throughout the experiment. SL amendment provoked an increase of heavy metal contents in soil, although the presence of available fractions of these pollutants did not negatively affect enzyme activities in soil, showing significant greater values on MBC, basal respiration, and some enzyme activities than the control soil after 120 days of incubation.

Key words: soil, biomarker, microbiological, enzymatic activities, monitoring

Abstrakt

V príspevku uvádzame výsledky monitoringu mikrobiálnej biomasy C (MBC), bazálnej respirácie pôdy, metabolického kvocientu (qCO_2) enzymatických aktivít podieľajúcich sa na metabolizme aktívnych mikroorganizmov (dehydrogenéza, kataláza) a biogeochemické cykly P (fosfatáza) a C (β -glukosidáza), ktoré boli monitorované a v priebehu 120 dňovej inkubácie porovnávané s totálnym C (TOC) a jeho labilnými a humifikovanými frakciami v degradovanej pôde obohatenej kalmi (SL) pri dávke 80 t ha⁻¹ a neobohatenej pôdy použitej ako kontrola. Významné nárasty humínovej a fulvokyseliny a obsahov TOC boli pozorované pri aplikácii SL. Input nových zdrojov labilného C s dávkami SL do pôdy podporil mikrobiálnu biomasu C (MBC), bazálnu respiráciu a všetky enzymatické aktivity v dôsledku globálnej reaktívacie metabolizmu pôdnej mikrobioty. Vo všeobecnosti aktivity enzýmov pri pôde obohatenej SL s časom klesali, pretože najlabilnejšie frakcie C, pridané s kalmi, v priebehu pokusu mineralizovali. Obohatené SL vyprovokovalo nárast obsahov ťažkých kovov v pôde hoci prítomnosť využiteľných frakcií týchto polutantov neovplyvňovala negatívne vplyv enzýmových aktivít v pôde, pričom sa prejavili významne väčšie hodnoty MBC, bazálnej respirácie a niektorých aktivít enzýmov v porovnaní s kontrolou po 120 dňoch inkubácie.

Kľúčové slová: pôda, biomarker, mikrobiologické enzymatické aktivity, monitoring

INTRODUCTION

Soils in many Mediterranean regions are affected by different degree of physical, chemical and biological degradation, which cause changes in C cycling, resulting in significant losses of soil organic matter and drastic unbalances in nutrient fluxes. These degradation processes are also reflected by very low microbial activity (García et al., 1994), small microbial biomasses and low a organic matter content, affecting negatively to soil quality. Incorporation of organic materials, such as sewage sludge (SL) into soil promotes a reactivation of many microbiological activities. Microbial activity and soil fertility are generally closely related because it is through the biomass that the mineralization of the important organic elements (C, N, P and S) occur (Frankenberger, Dick, 1983). Monitoring changes in soil microbiological and biochemical properties has been proposed as a sensitive indicator that may reflect short and long-term soil processes and quality. Studies of microbial biomass C (MBC) and enzyme activities provide information on the biochemical processes occurring in the soil. There are evidences that microbiological parameters may have a potential as early and sensitive indicators of soil quality (Arshad, Martin, 2002), soil ecological stress (Landi et al., 2000) or restoration processes in degraded (García et al., 1997) and contaminated (Kiikkilä et al., 2001) ecosystems.

In many agroecosystems the soil microbial biomass is related to the soil organic matter content and MBC generally represents 2 – 3 % of soil organic C (Anderson, Domsch, 1989). Decreases in organic matter content are due to the increased oxidative mineralization processes after tillage operation, that cause physical disruption on the soil surface and its aggregates, and erosion of top soil rich in organic matter (Smith et al., 1993). Thus, Microbial biomass, being the living part of soil organic matter, and its enzymatic activities, can be a good bio-indicator for predicting the dynamic of biogeochemical cycles of nutrients (García-Gil et al., 2000) and contaminants (Moorman et al., 2001) in soils, that may act as substrates for soil microbiota.

The aim of the present investigation was to evaluate during a long-term incubation experiment, the impact produced by organic amendments on soil organic C (humic and labile fractions), in relation to microbial and enzymatic activities. To achieve these objectives, total organic C (TOC), humic and fulvic acids content, water-soluble organic C (WSOC), soil basal respiration, MBC and metabolic quotient (qCO_2), and some oxidoreductases and hydrolases enzyme activities involved in the biogeochemical cycles of C, N and P were measured throughout the experiment.

MATERIAL AND METHODS

Experimental design

For the long-term incubation experiment a degraded soil classified as *Calcaric Regosol* (FAO, 1998) from the experimental station “Valdecantos” (Pinto, Madrid, Spain) was sampled (0 – 20 cm depth) and sieved (< 2 mm) after removing plant material and stones. The SL sample was a mixture of sludge collected from three Water Treatment Plants in the metropolitan area of Madrid, Spain. The SL was previously dried and pelletized with fluxes of hot air, and then applied to soil at the standard amelioration rate of 80.000 kg ha⁻¹ (SL80), comparing the results with an non-amended soil (Control). The main characteristics of soils and SL are listed on Table 1.

Tab. 1 *Main properties of soil and sewage sludge (SL)*

	Soil	SL
pH	8.1	7.3
EC (dS m ⁻¹)	0.2	3.2
Organic C (g kg ⁻¹)	10.1	188.0
Total N (g kg ⁻¹)	1.1	24.0
C/N ratio	9.2	7.8
P (g kg ⁻¹)	0.1	15.0
K (g kg ⁻¹)	0.2	2.1
Zn (mg kg ⁻¹)	19	662
Cu (mg kg ⁻¹)	3	223
Cr (mg kg ⁻¹)	<0.4	313
Ni (mg kg ⁻¹)	4	55
Pb (mg kg ⁻¹)	<0.4	97
Cd (mg kg ⁻¹)	<0.2	<0.2

EC = electrical conductivity at 25°C.

SL was added to soil in pots of 500 g. A randomised complete block design with three replicates per treatment and soil was used. Distilled water was added to each soil mixture to bring it to 70 % of its water-holding capacity. The incubation experiment was carried out in a growth chamber for 120-days at 28°C. Throughout the incubation period water losses exceeding 10 % of the initial values were compensated by addition of fresh distilled water. Samples were taken after 0, 7, 14, 21, 30, 45, 60 and 120 days of incubation and kept at 4°C until analyses.

Soil and Sewage Sludge Analytical measurements

Soil pH and electrical conductivity in the residues were measured in a 1 : 5 a sample : water extract after shaking for 30 min. Total organic carbon (TOC) was determined colorimetrically by the Walkley and Black technique (M.A.P.A., 1994). Humic and fulvic fractions extracted with 0.1 M Na₄P₂O₇ (pH 9.8) at room temperature (RT, about 293 K) after stirring for 4h, using a sample : extract ratio of 1:10, were determined spectrophotometrically after addition of K₂Cr₂O₇ and H₂SO₄ (digestion at 150°C for 15 min) according to Sims and Haby's method (1971). Total nitrogen was determined by the Kjeldahl method plus determination with Technicon Autoanalyzer (Hinds and Lowe, 1980). The total content of macronutrients and heavy metals in soil and both residues, samples (< 0.5 mm) were determined following digestion with nitric and perchloric acids and then analyzed by using a Perkin Elmer HGA500 atomic absorption spectrometer (Norwalk, CT, USA) (Bureau 1982).

The water soluble organic C (WSOC) was determined by oxidation with K₂Cr₂O₇ and measurement of absorbance at 590 nm (Sims, Haby, 1971) in an aqueous extract of soils (1:10 solid-liquid ratio), obtained after 2 hours of mechanical shaking at 50°C, centrifugation at 5 000 g and filtration through a 100 µ membrane. The pool of labile compounds found in the water-soluble fraction was considered as substrate availability index.

Soil Biological and Biochemical Analyses

Basal respiration was evaluated according to Stotzky (1965) by trapping CO₂ evolved from 50 g of each soil (at 70 % of its field capacity) in 15 mL of 0.1 M NaOH in sealed polyethylene flasks during 14-days incubation at 28°C. Carbonates were precipitated with 0.375 M BaCl₂ and the residual NaOH was titrated with 0.1 M HCl. The microbial biomass C (MBC) was determined by extraction method by using ethanol-free CHCl₃ for 12h at 25°C, and subsequent extraction with 0.5 M K₂SO₄ (Vance et al., 1987). The metabolic quotient (*q*CO₂) was calculated by dividing the CO₂-C released from the sample in 1 hour by the microbial biomass C content. The microbial biomass carbon to total organic carbon ratio (MBC/TOC) was also calculated.

Dehydrogenase activity was determined using the method of Skujins (1976) as modified by García et al. (1993). Soil (1g) at 60 % of its field capacity was incubated with 0.2 mL of a 0.4 % aqueous solution of 2-*p*-iodo-nitrophenyl-phenyltetrazolium chloride (INT) for 20 h at 22°C in the dark. The iodo-nitrophenyl formazan (INTF) produced in the reaction was extracted with 10 mL of methanol by

shaking vigorously for 1 min and filtering through a Whatman no. 5 filter paper, and then measured spectrophotometrically at 490 nm. Catalase activity was determined by titrating with KMnO_4 the residual H_2O_2 added to soil and not degraded by catalase (Rodríguez-Kábana, Truelove 1982). Urease and protease activities were measured as the amount of NH_4^+ released from 0.5 g of soil after incubation for 90 min with the substrates 1 M urea at 30°C and 0.03 M $\text{N}\alpha$ -benzoyl-argininamide (BAA) at 39°C, respectively, in 2 mL of 0.1 M phosphate buffer at pH 7 (Nannipieri et al., 1980). Phosphatase and β -glucosidase activities were measured by spectrophotometrical determination at 398 nm (Tabatabai, Bremner 1969) of the amounts of p-nitrophenol (PNP) released from 0.5 g of soil after incubation at 37°C for 90 min with the substrates 0.115 M *p*-nitrophenyl phosphate disodium (PNPP) and 0.05 M *p*-nitrophenyl- β -D-glucopyranoside (PNG), respectively, in 2 mL of 0.1 M maleate buffer at pH 6.5 (Masciandaro et al., 1994). The reaction was stopped by adding trishydroxymethyl aminomethane (THAM) for the β -glucosidase assay (Tabatabai, 1982), and by cooling at 2°C for 15 min. Then, 0.5 mL of 0.5 M CaCl_2 and 2 mL of 0.5 M NaOH were added and the mixture was centrifuged at 2 000 g for 5 min. For each enzyme assay, a blank experiment was performed which consisted of adding the substrate to the soil sample after incubation and immediately prior to stopping the reaction.

All data was subjected to ANOVA using the least significant difference (LSD) test at the 5 % level.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil organic matter evolution

Significant increases in total organic C (TOC), humic and fulvic acids and water-soluble C-compounds (WSOC) contents were observed in response to the organic amendment application to soil, although during the incubation period, TOC and WSOC decreases significantly in both amended and non-amended soils as a consequence of soil mineralization processes (Fig. 1). Organic C mineralization was slightly greater in SL-amended soil (8 %) that in the control (6.9 %), which may indicate that the bioavailability of organic C sources were limited in SL-amended soil, possibly due to the previous SL treatments that enhanced the loss of C sources. The initial increase of WSOC in amended soil was followed by a significant decrease with time, which suggest that the flow of C through water soluble components supplies substrate for microbial biomass turnover (Cook, Allan, 1992) as the pool of organic compounds found in this soluble fractions (carbohydrates, phenolic compounds, aminoacids, etc.) is the most labile and available C source used as energetic substrates by soil microbiota (Wang et al., 2003).

Fig. 1 *Changes of total organic C (TOC) and water-soluble organic C (WSOC) contents during the experiment*

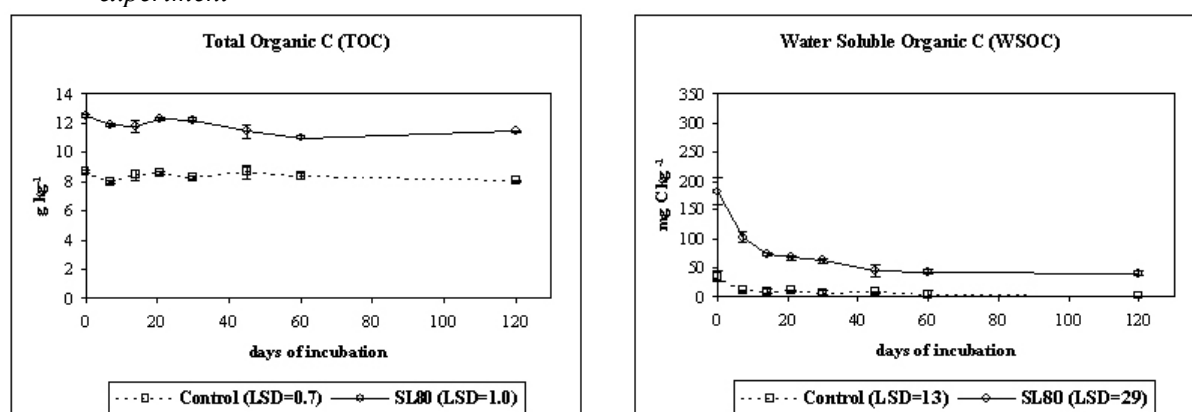
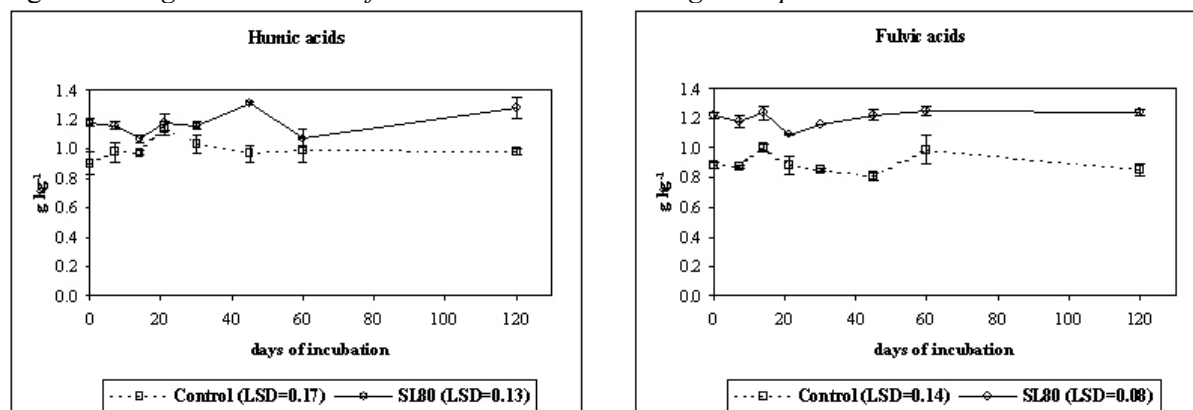


Fig. 2 *Changes in humic and fulvic acids' contents during the experiment*



Humic and fulvic acids' contents were increased with SL and showed a greater content than in the control soil during the experiment (Fig. 2). These results may indicate that humic-like compounds incorporated with SL were resistant to microbial degradation, or more likely, that the SL-pellets may protect fulvic and humic-like fractions from its mineralization.

Soil microbial activities

Soil microbial biomass and its activities play an essential role in soil ecological functions, being responsible from transforming organic matter and nutrients within soil (Gregorich et al., 2000) and a good indicator of the potential microbial activity of soil (Nannipieri et al., 1990). After SL addition a significant increase in microbial biomass C (MBC) and soil basal respiration and its metabolic quotient (qCO_2) was observed (Fig. 3 and 4), following by a progressive decrease, presumably due to the mineralization of labile C and N compounds, which are used as energy sources by soil microorganisms. The incorporation of organic matter with SL may acts as a C and nutrient source, increasing and maintaining a significantly higher MBC content than the control soil, which may reflects a greater biomass of microorganisms in amended soil. Basal respiration was initially increased, but a progressive decline with time was followed to reach values similar to the control after 120 days, possibly due to the loss of labile substrates by microbial degradation, which is parallel to a decrease in the number of metabolically active microorganisms. For the control soil, MBC and basal respiration showed lower values and less significant decreases throughout the incubation (Fig. 3 and 4), which could be due to higher stability of the autochthonous organic matter and smaller microbial biomass C content.

Fig. 3 *Changes in microbial biomass C content (MBC) and microbial biomass carbon to soil organic carbon ratio (MBC/TOC) during the experiment*

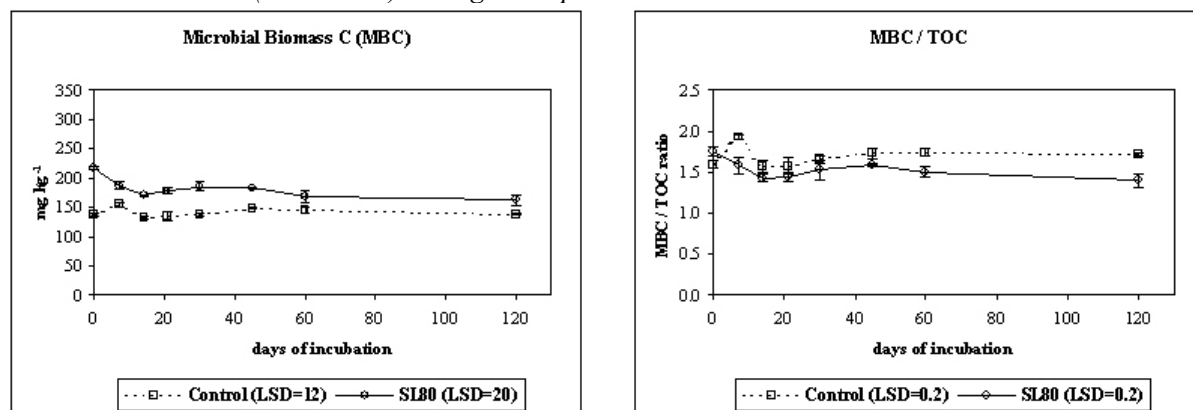
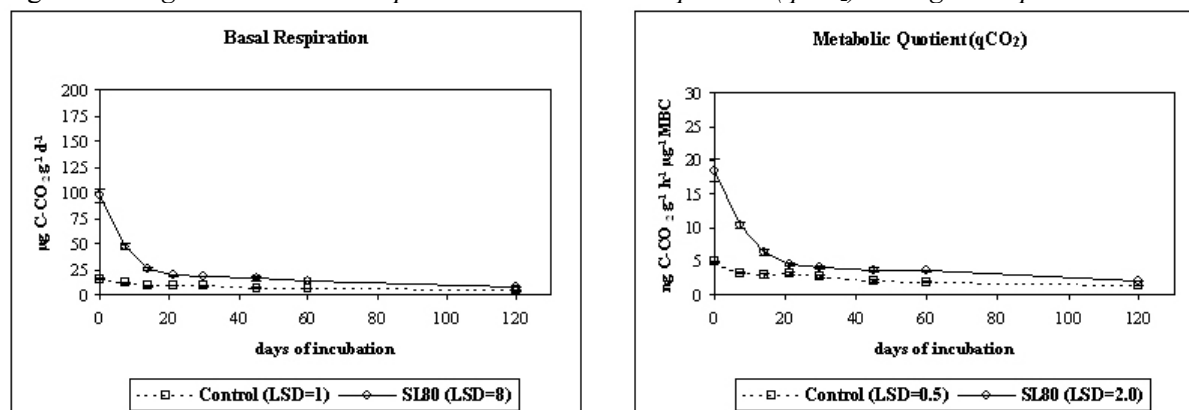


Fig. 4 Changes in soil basal respiration and metabolic quotient (qCO_2) during the experiment



For incubation experiments the MBC/TOC ratio has been proposed as a sensitive indicator of the potential mineralization of soil organic matter; the lower the ratio, the lower the tendency of the organic matter to mineralise (Pascual et al., 1997). Surprisingly, the SL-amended soil showed a lower MBC/TOC ratio than the control during the incubation (Fig. 3), which may reflect a relatively small MBC content in the SL-amended soil, in comparison with the great amount of TOC, accompanying by a greater resistance of SL-organic matter to microbial decomposition and small availability of the mineralizable compounds added with SL. These results are in accordance with the low mineralization rate observed for organic C in SL-amended soil, indicating that the pre-treatments of SL may have affected the pool of easily mineralizable compounds, and therefore, have induced a lower development of microbial biomass and its activities in SL-amended soil.

Metabolic quotient (qCO_2) has been considered to be an index of microbial stress in soil (Anderson, Domsch, 1993). In agreement with the results discussed above, the increase of qCO_2 for SL-amended soil (Fig. 4) may be attributed to an increased amount of organic C metabolised for the maintenance of soil micro-organisms, which is reflected by a greater respiration rate, followed by a significant decrease due to a lower amount of organic C incorporation into the microbial biomass and a significant decrease of MCB contents, as most of the labile compounds used as energy sources were rapidly mineralised (García-Gil et al., 2004).

Soil enzyme activities

Since soil enzymes are sensitive to pollutants, their activity may be used to assess the ecological status of a soil (Dick and Tabatabai, 1992). Oxidoreductases enzymes, such as dehydrogenase and catalase, are intracellular enzymes that are involved in microbial metabolism and play an essential role in the initial stages of oxidation of soil organic matter. Both enzymes were increased after addition of SL to soil (Fig. 5). Following the initial stimulation of dehydrogenase and catalase activities the trend was to decrease with time, but obtaining values higher to the control. After 120 days, only dehydrogenase activity was significantly higher than the control. The reactivation of both enzymes was probably due to the addition of organic sources with the amendment, together with controlled conditions of moisture and temperature that enhanced microbial metabolism in soil.

Monitoring specific hydrolases that are closely related with the cycles of such important nutrients elements as N, P and C, provide information on the changes produced in soil organic matter through mineralization processes. Urease and protease that hydrolyse $N\alpha$ -benzoyl-L-argininamide (BAA) act in the hydrolysis of N compounds to NH_4^+ , using urea-type substrates and low molecular weight protein substrates, respectively. Urease activity showed a significant increase in SL-amended soil due to the organic-N inputs with the SL, which are easily degradable by microorganisms (Fig. 6). Through the incubation the trend that followed this enzyme was parallel to dehydrogenase and catalase activities, suggesting that most of the activity measured could be due to metabolically active microbial biomass.

Fig. 5 Changes in dehydrogenase (mg INTF g^{-1}) and catalase ($\text{mmol O}_2 \text{ min}^{-1} \text{ g}^{-1}$) activities during the experiment

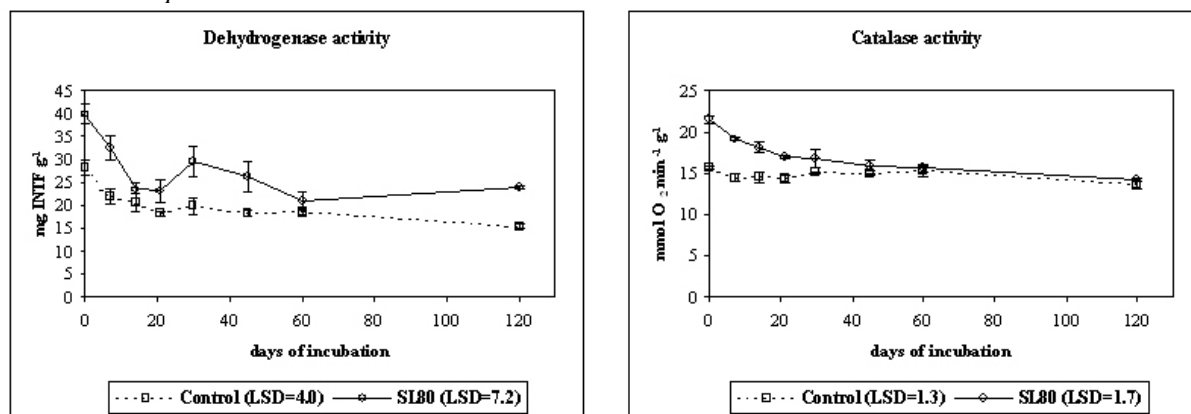
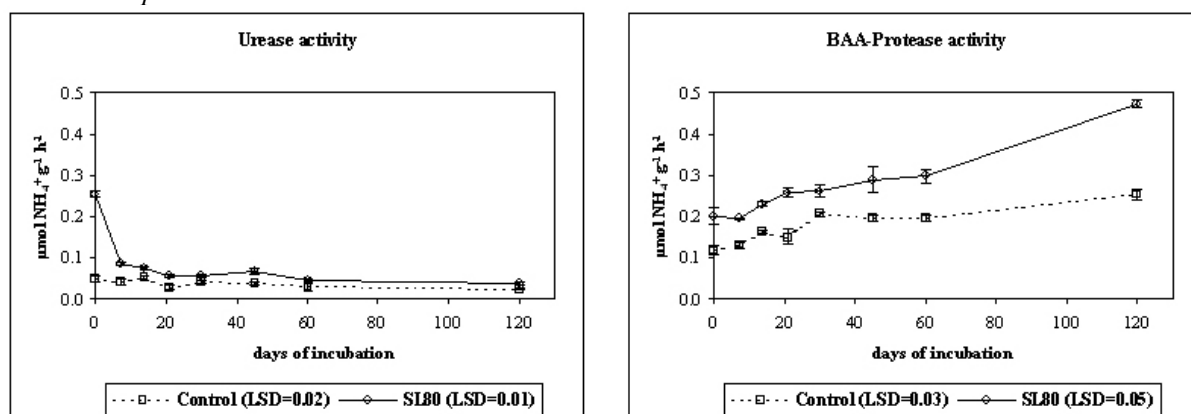


Fig. 6 Changes in urease ($\mu\text{mol NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) and BAA-protease ($\mu\text{mol NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) activities during the experiment



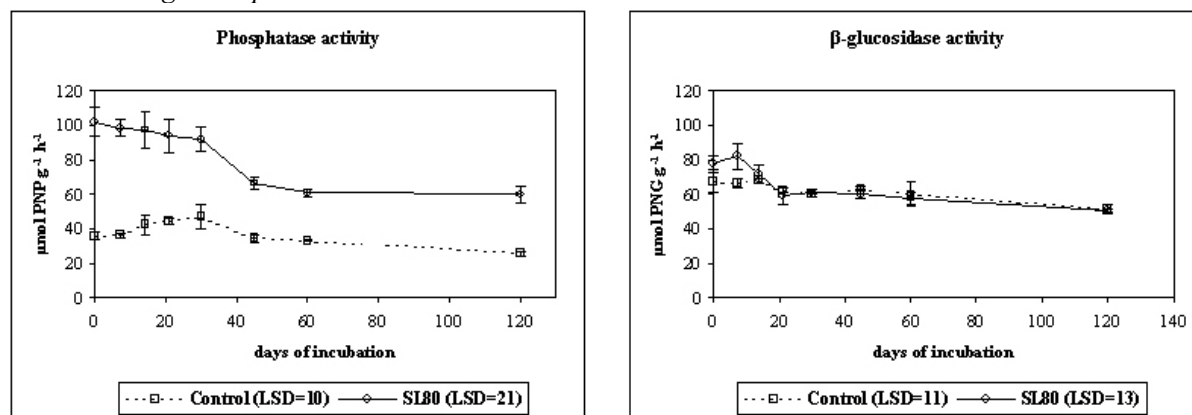
BAA-protease activity in soil was affected by SL-amendment, being greater than the control soil during the experiment (Fig. 6), possibly due to microbial degradation of proteinaceous compounds added with SL at the beginning and to the gradual increase of other proteases that are involved in reactions with more complex substrates that gradually released more simple molecules (peptides), which activated the synthesis of this enzyme (Díaz-Burgos et al., 1993; Moreno et al., 1999). Nannipieri (1994) also suggested that strong bonding of enzyme to soil colloids may protect this enzyme from microbial denaturation.

Phosphorus availability is one of the limiting factor to plant growth in many terrestrial ecosystems. Phosphatases enzymes may be a good indicator of the organic-P mineralization potential and biological activity of soils (Speir, Ross, 1978). Phosphatase activity was significantly increased by SL-amendment, followed by a slight decrease with time (Fig. 7). This enzyme is activated when there is low inorganic-P content in soils. The observed decrease of this enzyme during the experiment may be attributed to a feedback inhibition (Nannipieri et al., 1979) provoked by a progressive increase in available-P found in SL-amended soil, likely due to the microbial activation of phosphatases in the system.

β -glucosidase is a key enzyme in cellulolytic activity during the break-down of C compounds (Caldwell et al., 1999), hydrolysing β -glucosidic bonds of carbohydrates chains. The activity of this enzyme reflects variations in the more biodegradable C fraction, and is very useful for following the mineralization of organic matter (Cook, Allan, 1992). SL only increased significantly β -glucosidase activity in soil during the first 7 days of experiment as a consequence of C substrate inputs with the organic amendment. The activity of this enzyme decreased after 14 days to values similar to the control, as the labile C sources were rapidly mineralised by soil microbial biomass. The hydrolysis of C sources, which may serve as substrate for this enzyme (García et al., 1998), contributed to the release of energy for microbial activity (Eivazi, Zakaria, 1993). Despite the amelioration dose, the low

β -glucosidase activity was correlated, among other enzymes, with microbial parameters (MBC, basal respiration and $q\text{CO}_2$) and TOC, which may indicate that SL contributed to increase soil organic matter and revitalise moderately soil microbial biomass activities, possibly due to the loss of C and N sources during the drying and pelletization treatment prior to SL incorporation in soil.

Fig. 7 Changes in phosphatase ($\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$) and β -glucosidase ($\mu\text{mol PNG g}^{-1} \text{h}^{-1}$) activities during the experiment



The addition of SL increased significantly Zn and Mn contents in soil, although the presence of total and available fractions of these pollutants did not negatively affect microbial an enzymatic activities in the amended soil. The available fractions of heavy metals extracted with DTPA in SL-amended soils, did not reach values higher than (mg kg^{-1}): Cd (<0.1); Cr (<0.3); Cu (<2.9); Mn (<10.2); Ni (<0.5); Pb (<5) Zn (<18.5).

CONCLUSIONS

In general, the addition of SL increased TOC, humic and fulvic acids and WSOC contents in amended-soils, as a direct consequence of labile and humic-like compounds incorporated with the amendments into the systems. Microbiological and enzymatic activities were moderately reactivated, which may be attributed, among other factors, to the input of labile C and N compounds that are used as energy sources by soil microbiota. As these labile sources decline with time a significant decrease of all microbial parameters were observed. No significant inhibition was attributed to heavy metals pollution. Nevertheless, these results revealed beneficial effects of the organic amendment on the stimulation of biogeochemical cycles that contribute to soil restoration properties.

Acknowledgments:

The authors are grateful to the *Consejería de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Madrid* for its financial support.

REFERENCES

- Anderson, T.H., Domsch, K.H. (1989). Ratio of microbial biomass carbon to total carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 471-479.
- Anderson T.H., Domsch K.H. (1993). The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25,393-395
- Arshad M.A., Martin S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 153-160.
- Bureau R.G. (1982). Lead. In: Page AL, Miller RM, Keeney DR (eds) *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monograph no. 9, 2nd Edit. ASA-CSSA-SSSA Publ., Madison, WI, pp 347-365.
- Caldwell B.A., Griffiths R.P., Sollins P. (1999). Soil enzyme response to vegetation disturbance in two lowland Costa Rican soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1603-1608.

- Cook, B.D., Allan, D.L. (1992). Dissolved organic matter in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 24, 585-594.
- Díaz-Burgos M.A., Ceccanti B., Polo A. (1993). Monitoring biochemical activity during sewage sludge composting. *Biol. Fertil. Soils* 16, 145-150.
- Dick W.A. and Tabatabai M.A. (1993). Potential uses of soil enzymes. In *Soil Microbial Ecology*. B. Metting ed. Marcer Dekker, NY, pp. 95-127.
- Eivazi F., Zakaria A. (1993). β -glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. *Agric. Ecosyst. Environ.* 43, 155-161.
- FAO-ISSS (1994). World Reference Base for Soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, pp 90.
- Frankenberger W.T., Dick W.A. (1983). Relationship between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Science Society of America Journal* 47, 945-951.
- García C., Hernández T., Costa F., Ceccanti B., Masciandaro G. (1993). The dehydrogenase activity of soil as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. In J. Gallardo-Lancho ed. *Proceeding of the XI International Symposium of Environmental Biochemistry*, Salamanca, Spain, pp. 89-100.
- García C., Hernández T., Costa F. (1994). Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26, 457-466.
- García C., Roldan A., Hernández T. (1997). Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semiarid mediterranean environment. *J. Environ. Qual.* 26, 285-291.
- García C., Hernandez T., Albaladejo J., Castillo V., Roldan A. (1998). Revegetation in semiarid zones: influence of terracing and organic refuse on microbial activity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 670-676.
- García-Gil J.C., Plaza C., Soler-Rovira P., Polo A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol Biochem.* 32, 1907-1913.
- García-Gil J.C., Plaza C., Senesi N., Brunetti G., Polo A. (2004). Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biol. Fertil. Soils* 39, 320-328.
- Gregorich E.G., Liang B.C., Drury C.F., Mackenzie A.F., McGill W.B. (2000). Elucidation of the source and turn-over of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 32, 581-587.
- Hinds, A., Lowe, L.E. (1980). Ammonium-N determination. Soil Nitrogen. Berthelot reaction. *Soil Sci. Plant Anal.* 11, 469-475.
- Kiikkilä O., Perkiömäki J., Barnette M., Derome J., Pennanen T., Tulisalo E., Fritze H. (2001). In Situ Bioremediation through Mulching of Soil Polluted by a Copper-Nickel Smelter. *J. Environ. Qual.* 30, 1134-1143.
- Landi L., Renella G., Moreno J.L., Falchini L., Nannipieri P. (2000). Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 32, 8-16.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., García, C., 1994. Anaerobic digestion of straw and pig wastewater: II. Optimization of the process. *Agrochim.* 3, 195-203.
- M.A.P.A. (1994). Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Secretaría General de Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, pp. 124.
- Moreno, J.L., Hernández, T., García, C. (1999). Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 28, 230-237.
- Moorman T.B., Cowan J.K., Arthur E.L., Coats J.R. (2001). Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. *Biol. Fertil. Soils* 33, 541-545.
- Nannipieri P. (1994). The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: *Soil Biota*. C.E. Pankhurst et al. (Eds.) Management in sustainable farming systems. CSIRO, East Melbourne, Victoria, Australia, pp. 238-244.
- Nannipieri P., Pechozzini F., Arcada P.G., Pioranelli C. (1979). Changes in amino acids, enzyme activities and biomass during soil microbial growth. *Soil Sci.* 127, 26-34.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Cervelli S., Matarese E. (1980). Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 1011-1016.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Grego S. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag JM, Stotzky G (ed) *Soil biochemistry*, vol 6. Marcel Dekker, New York, pp 293-356.
- Pascual J.A., García C., Hernández T., Ayuso M. (1997). Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fertil. Soils* 24, 429-434.
- Rodriguez-Kavana R., Truelove B. (1982). Effects of crop rotation and fertilization on catalase activity in a soil of the southeastern United States. *Plant Soil* 69, 97-104.
- Sims J.R., Haby V.A. (1971). Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137-141.
- Skujins, J. (1976) Extracellular enzymes in soil. *Critical Reviews in Microbiology* 4, 383-421.
- Smith J.L., Papendick R.I., Bezdicsek D.F., Lynch J.M. (1993). Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: b. metting (eds). *Soil microbial ecology*. Marcer Dekker, NY, pp. 65-95.

- Stotzky G. (1965). Microbial respiration. In: Black CA (ed) *Methods of Soil Analysis*. ASA-CSSA-SSSA Publ., Madison, WI, pp. 1550-1570
- Speir T.W., Ross D.J. (1978). Soil phosphatase and sulphatase. In: *Soil Enzymes*. Burns, R.G. (Ed.), Academic Press, London, pp. 197-215.
- Tabatabai, M.A. (1982) Soil enzymes. In *Methods of soil analysis*. Part 2. Second ed. A.L. Page et al. Ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 501-534
- Tabatabai M.A., Bremner J.M. (1969). Use of p-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D. (1987). An extraction method for measuring microbial biomass carbon. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- Wang W.J., Dalal R.C., Moody P.W., Smith C.J. (2003). Relationship of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.* 35, 273-284.

ZMENY NIEKTORÝCH PÔDNYCH VLASTNOSTÍ V SÚVISLOSTI S ŤAŽBOU A PRIBLIŽOVANÍM DREVA

Some Soil Properties Changes Connected with Wood Exploitation and Getting Near

Erika GÖMÖRYOVÁ

Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

e-mail: egomory@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

V práci hodnotíme zmeny niektorých mikrobiologických charakteristík v dôsledku holorubnej ťažby. Preto sme odobrali pôdne vzorky z 3 transektov, umiestnených v dospelom poraste, na holorubnej ploche a na ploche, kde porast bol vyťažený pred 6-timi rokmi. Vo vzorkách sme stanovili pôdnu respiráciu, aktivitu katalázy a N-mineralizáciu. Nezistili sme žiadne rozdiely v pôdnej respirácii medzi jednotlivými plochami. Naopak, v dospelom poraste sme zaznamenali významne vyššie hodnoty aktivity katalázy. Hodnoty N-mineralizácie boli tiež najvyššie v dospelom poraste, najnižšie v mladine.

Kľúčové slová: pôda, ťažba, drevo, zmena vlastností

Abstract

To evaluate the changes of selected soil microbiological characteristics after clear-cutting, we collected soil samples from 3 transects, situated in a mature stand, on a clear-cut and in a 6-years-old young growth originating from a clear-cutting. In soil samples, soil respiration, catalase activity and N-mineralization were measured. No differences between plots in soil respiration were found. On the other hand, catalase activity in the mature stand was significantly higher than on the other plots. For N-mineralization, the highest values also were observed in the mature stand.

Key words: soil, exploitation, wood, property changes

ÚVOD

Degradáciu pôd, ktorá vzniká v dôsledku antropickej činnosti, možno pozorovať takmer vo všetkých oblastiach ľudskej činnosti – poľnohospodárstvo, vodné hospodárstvo, priemysel, doprava, šport, nevynímajúc lesné hospodárstvo. V lesnom hospodárstve sa pomerne často pri ťažbe rubného porastu používajú holoruby, pri ktorých sú porast alebo jeho časť jednorazovo vyťažené a následná obnova prebieha na holej ploche. S veľkoplošnými holorubmi sa môžeme pomerne často stretnúť najmä v krajinách východnej Ázie, Ameriky či v severných oblastiach Európy. Na Slovensku je maximálna výmera holorubov zákonom limitovaná, používať sa môže len maloplošná forma s výmerou maximálne do 3 ha, veľkoplošná forma s výmerou do 5 ha sa môže použiť len v topoľových monokultúrach a v borovicových porastoch a na viatych pieskoch Záhorskej nížiny.

Pri holoruboch vzniká odkrytá plocha, často zbavená aj bylinnej prikrývky. Činnosťou človeka pri ťažbe a následnom transporte dreva (najmä účinkami ťažkých mechanizačných prostriedkov) môže dôjsť k významným zmenám niektorých pôdnych vlastností, ktoré môžu viesť napr. k erózii týchto pôd. Vplyvom holorubov sa menia fyzikálne, chemické, fyzikálno-chemické i biologické vlastnosti pôd (Pobědinskij, Krečmer, 1984), pričom najviac pozornosti sa pri štúdiu týchto vplyvov venovalo vlastnostiam fyzikálnym. Tieto zmeny postihujú predovšetkým horizonty nadložného humusu

a najvrchnejší minerálny horizont. Bezprostredne, resp. v prvom roku po ťažbe sa najčastejšie pozorovalo zhutnenie pôd, čo malo za následok zmeny v objemovej hmotnosti pôdy, pórovitosti, rýchlosti infiltrácie zrážkovej vody, zvýšenie vlhkosti pôdy na holorubnej ploche (Grigal 2000, Chanasyk et al., 2003, Johnson et al., 1991) a tým i zväčšenie povrchového odtoku. Veľkosť týchto zmien závisí okrem vlastností pôd (zrornosť, vlhkosť, nadložný humus, a pod.), sklonu svahu, aj od spôsobu ťažby (zimná – letná ťažba, použité mechanizmy – kolesové, pásové traktory, lanovky, a pod.).

V literatúre nájdeme podstatne menej prác, zaoberajúcich sa prípadnými zmenami chemizmu pôd na holorubnej ploche. Navyše údaje sa vzhľadom na porasty rôznych drevín a pôdy rôznych vlastností podstatne líšia. Napr. Pietikainen, Fritze (1995) porovnávali pH pôdy, výmennú sorpčnú kapacitu, obsah výmenných báz v smrekovom poraste a na holorubnej ploche, pričom na holorubnej ploche zaznamenal vyššie hodnoty týchto charakteristík. Pennock et van Kessel (1997) zisťovali rozdiely v chemizme na plochách – A) krátko po ťažbe (1 – 5 rokov), B) stredne dlho po ťažbe (6 – 20 rokov) a C) v rubnom poraste. Najväčšie rozdiely však pozoroval nie v období krátkom, ale stredne dlhom po ťažbe (B). Vo vrstve pôdy 0 – 15 cm tam zaznamenali pokles výmenného vápnika, horčíka (o 30 %), fosforu (15 %), a výmennej sorpčnej kapacity v porovnaní s rubným porastom. Takisto tu došlo k stratám celkového organického uhlíka (24 %), dusíka (27 %) a k zmenšeniu hrúbky nadložného humusu (28 %). Zmeny chemizmu pôd súvisia s prísunom organického materiálu, jeho dekompozíciou, možným nárastom H^+ v dôsledku nitrifikácie, mobilizácie Al z nadložného humusu, a pod.

Údajov, týkajúcich sa vplyvu holorubov, na biologickú zložku pôdy, je pomenej, i keď môžeme predpokladať, že zmeny fyzikálnych a chemických vlastností by sa zákonite mali odraziť v početnosti, druhovom zložení alebo aktivite pôdných organizmov. Z posledného obdobia spomeňme práce Theenhausu et al. (1995), ktorí zisťovali vplyv holorubov na pôdnu makrofaunu, Gemesi et al. (1995) vplyv holorubov na početnosť a druhové zastúpenie dážďoviek a Sohlenius (1997) na hlístovce. Výsledky naznačujú pokles počtu niektorých druhov mezo- a makroedafónu po ťažbe porastu a nárast tých druhov, ktoré tolerujú extrémnejšie podmienky.

Na akékoľvek zmeny prostredia veľmi citlivo reagujú aj pôdne mikroorganizmy, preto sa charakteristiky s nimi súvisiace často používajú ako indikátory kvality pôdy. Medzi ne najčastejšie zaraďujeme biomasu mikroorganizmov (C_{mik} , N_{mik}), respiráciu pôdy, metabolický koeficient, mineralizáciu dusíka, aktivitu enzýmov, či štruktúru mikrobiálnych spoločenstiev (obsah a zloženie fosfolipidov, obsah ergosterolu, a pod.). V literatúre nachádzame najmä údaje o mikrobiálnych procesoch, súvisiacich s uvoľňovaním dusíka z organického materiálu (Chen et al., 2000, Liu et al., 2001). Ostatné charakteristiky sa sledovali podstatne menej.

Treba však podotknúť, že väčšina údajov pochádza najmä z plôch po veľkoplošných holoruboch. Otázne je, do akej miery sa menia vlastnosti pôd na holoruboch maloplošných, kde predsa len nedochádza k tak výrazným zmenám prostredia (bilancia žiarenia na povrchu, teplota vzduchu, prejavuje sa ešte vplyv okolitého porastu, a pod.). Cieľom tejto práce je zistiť, či vyťaženie porastu maloplošným holorubom sa odráža aj v zmene niektorých biologických parametrov pôdy a ak áno, či tieto zmeny pretrvávajú dlhšiu dobu, alebo majú krátkodobý charakter.

MATERIÁL A METODIKA

Výskum sme uskutočnili na 3 plochách, nachádzajúcich sa pri Starých Horách (obr. 1). Jedna plocha bola situovaná v rubnom jedľovo-smrekovom poraste (A). Vek porastu je 100 rokov, pokryvnosť bylinného krytu 30 %. Druhá plocha (B) sa nachádzala na čerstvo vyťaženom holorube (hneď vedľa porastu A), kde sa drevná hmota vzhľadom na veľký sklon približovala lanovkovým spôsobom. Na rúbanisku bol bylinný kryt veľmi nerovnomerne rozdelený, dominovali v ňom machy, *Vaccinium vitis-idea*, *Deschampsia flexuosa*, *Maianthemum bifolium*, miestami sa nachádzalo prirodzené zmladenie smreka, brezy a jarabiny. Tretiu plochu (C) sme umiestnili do 6-ročnej mladiny (vedľa rúbaniska), v ktorej je zastúpený smrek, jedľa, breza a jarabina. Bylinný kryt s pokryvnosťou 100 % predstavuje najmä *Rubus ideaus*, *Vaccinium vitis-idea*, *Deschampsia flexuosa* a machy. Plochy sa nachádzajú v nadmorskej výška 600 – 650 m, expozícia je SZ, sklon 30°. Pôdnym predstaviteľom je podzol modálny, vytvorený zo zvetralín kremenca a kremitých pieskovcov.

Odber vzoriek sme uskutočnili v máji. Na každej ploche sme založili transekt po spádnici, pričom sme odobrali 10 vzoriek v 5-metrových vzdialenostiach z hĺbky 0 – 10 cm (z ochrického A-horizontu).

Zároveň sme zmerali aj hrúbku nadložného humusu. V pôdnych vzorkách sme zisťovali nasledovné charakteristiky:

- momentálnu vlhkosť pôdy – gravimetricky, vysušením pri 105°C
- pH/H₂O – potenciometricky vo vodnom výluhu
- pôdnu respiráciu – Isermeyerovou metódou (Alef 1991)
- aktivitu katalázy – metódou Kurbatova a Dvojníšnikovej (Obr et al., 1991)
- N-mineralizáciu (Kandeler 1993)

Variabilitu pôdnych charakteristík medzi plochami sme testovali jednofaktorovou analýzou variancie. Zároveň sme vykonali odhad percentuálnych podielov zložiek variancie medzi plochami a v rámci plôch. Rozdiely výberových priemerov medzi plochami boli následne testované Duncanovým testom. Vzájomné vzťahy medzi pôdnymi parametrami boli hodnotené Pearsonovým korelačným koeficientom, a vzhľadom na možnú nelinearitu aj Spearmanovým poradovým korelačným koeficientom.

Obr. 1 Lokalita odberu na Starých Horách



VÝSLEDKY

V tab. 1 uvádzame základné štatistické charakteristiky sledovaných pôdnych charakteristík na transekte v poraste, na holorube a v mladine.

Na všetkých plochách bolo pH pôdy vo veľmi silne kyslom rozsahu. V rámci jednotlivých plôch sme zaznamenali veľmi nízke hodnoty variačného koeficientu. Rozdiely medzi jednotlivými plochami, zisťované analýzou variancie (tab. 2) sa ukázali vysoko významné, najnižšie pH sme zistili v poraste, najvyššie v mladine. Vlhkosť pôdy na všetkých plochách bola pomerne nízka (ide o piesčité materiály so slabou vododržnosťou). I keď priemerné hodnoty sú najvyššie na holorubnej ploche a najnižšie v poraste, rozdiely vzhľadom na značnú variabilitu na jednotlivých plochách nie sú štatisticky významné. Najviac kolísali hodnoty vlhkosti pôdy na rúbanisku, najmenej v poraste. Významné rozdiely medzi jednotlivými plochami sme nezaznamenali ani v hrúbke nadložného humusu.

V porovnaní s predchádzajúcimi charakteristikami, charakteristiky aktivity mikroorganizmov sa vyznačujú väčšou variabilitou – pri pôdnej respirácii predstavoval variačný koeficient 54 – 91 %, pri aktivite katalázy 44 – 60 %, pri N-mineralizácii 62 – 138 %. Nezistili sme žiadne rozdiely v hodnotách pôdnej respirácie medzi jednotlivými plochami. Naopak, rozdiely medzi plochami sa ukázali v aktivite katalázy (tab. 2). Štatisticky významne sa odlišujú hodnoty aktivity katalázy na ploche v poraste od plôch na rúbanisku a v mladine, pričom v poraste jej hodnoty predstavovali v priemere takmer dvojnásobok hodnôt ostatných plôch.

N-mineralizácia sa vyznačovala na sledovaných plochách v porovnaní s ostatnými charakteristikami veľmi vysokou variabilitou, zvlášť v mladine (138 %). Táto vysoká variabilita však bola zapríčinená jednou extrémnou hodnotou (odberné miesto č. 9), ktorá bola min. 10-násobne vyššia oproti ostatným hodnotám. Po jej vylúčení sa podstatne znížila ako priemerná hodnota N-mineralizácie, tak i variačný koeficient (81 %), a analýza variancie vykázala variabilitu medzi plochami na hranici štatistickej významnosti ($\alpha = 0,069$). Najvyššie hodnoty N-mineralizácie sme namerali v poraste, najnižšie v mladine.

V tab. 3 uvádzame korelačnú maticu medzi zisťovanými pôdnymi charakteristikami. Prekvapujúco sme významnú negatívnu koreláciu zaznamenali medzi pH na jednej strane a aktivitou katalázy a N-mineralizáciou na strane druhej, pozitívnu koreláciu medzi hrúbkou nadložného humusu a vlhkosťou pôdy ako i medzi aktivitou katalázy a pôdnou respiráciou. Štatisticky významná pozitívna korelácia sa ukázala aj medzi N-mineralizáciou a vlhkosťou pôdy.

Tab. 1 Základné štatistické charakteristiky sledovaných pôdných vlastností

Pôdna charakteristika	Priemer	s_x	V_x (%)	min - max
Porast				
pH	3,52	0,14	3,89	3,35 – 3,77
vlhkosť pôdy (hmotn.%)	18,79	5,22	27,79	11,52 – 26,14
hrúbka nadložného humusu (cm)	6,3	3,02	47,62	3,5 – 14
pôdna respirácia ($\text{mg CO}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,027	0,015	53,95	0,003 – 0,054
aktivita katalázy ($\text{ml O}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)	83,04	36,09	43,46	38,5 – 153,6
N-mineralizácia ($\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \cdot 7\text{d}^{-1}$)	0,91	0,56	61,99	0,06 – 2,06
Holorubná plocha				
pH	3,69	0,08	2,17	3,52 – 3,77
vlhkosť pôdy (hmotn.%)	22,12	11,63	52,57	11,24 – 48,75
hrúbka nadložného humusu (cm)	7,25	2,97	40,97	3 – 12
pôdna respirácia ($\text{mg CO}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,023	0,021	89,52	0,005 – 0,071
aktivita katalázy ($\text{ml O}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)	35,72	21,20	59,35	13,3 – 69,2
N-mineralizácia ($\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \cdot 7\text{d}^{-1}$)	0,59	0,46	78,12	0,07 – 1,46
Mladina				
pH	3,73	0,13	3,49	3,52 – 3,88
vlhkosť pôdy (hmotn.%)	20,33	8,23	40,49	10,21 – 37,19
hrúbka nadložného humusu (cm)	7,3	3,47	47,53	0 – 10
pôdna respirácia ($\text{mg CO}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,024	0,021	90,60	0 – 0,076
aktivita katalázy ($\text{ml O}_2 \cdot 100\text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)	41,25	23,52	57,01	14,7 – 86,8
N-mineralizácia ($\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \cdot 7\text{d}^{-1}$)	0,66	0,91	138,02	0,04 – 3,11
N-mineralizácia* ($\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \cdot 7\text{d}^{-1}$)	0,39	0,31	80,93	0,04 – 1,03

Vysvetlivky: s_x – smerodajná odchýlka

V_x (%) – variačný koeficient

N-mineralizácia* – po vylúčení extrémnej hodnoty

Tab. 2 Analýza variancie sledovaných pôdných charakteristík

Premenná	d.f.	F-test	P	Komponent variancie (%)
pH	2 27	8,62	0,0013	42,02
vlhkosť pôdy	2 27	0,36	0,6998	0
hrúbka nadložného humusu	2 27	0,32	0,7035	0
pôdna respirácia	2 27	0,14	0,8732	0
aktivita katalázy	2 27	8,71	0,0012	43,54
N-mineralizácia	3 27	0,63	0,5404	0
N-mineralizácia*	2 26	3,11	0,0614	17,69

N-mineralizácia* – po vylúčení extrémnej hodnoty

Tab. 3 *Korelácie medzi sledovanými pôdnymi charakteristikami*

	pH	nadložný humus	vlhkosť pôdy	respirácia	kataláza	N-min.
pH	1	-0,231	-0,247	0,075	-0,418*	-0,365*
nadložný humus	-0,179	1	0,387*	-0,212	-0,247	0,179
vlhkosť pôdy	-0,287	0,349*	1	-0,169	0,179	0,464*
respirácia	-0,042	-0,206	-0,109	1	0,295	-0,128
kataláza	-0,388*	-0,223	0,284	0,433*	1	0,314 ^a
N-mineralizácia	-0,427*	0,153	0,457*	-0,081	0,309 ^a	1

Pozn.: nad diagonálou je uvedený Pearsonov korelačný koeficient, pod diagonálou Spearmanov poradový korelačný koeficient

DISKUSIA

Je všeobecne známe, že veľkoplošné holoruby za určitých podmienok môžu viesť k zhoršeniu niektorých pôdných vlastností a k degradácii pôd. Dobre zdokumentované sú zmeny fyzikálnych vlastností pôd. I keď môže dôjsť ku zmenám aj fyzikálno-chemických a biologických vlastností pôd, veľkosť a trvanie týchto zmien ešte nie sú celkom objasnené (Grigal 2000). Práca o tom, či ku negatívnym zmenám vlastností pôd dochádza aj na maloplošných holoruboch, je poskromnejšie. Preto sme si kladli za cieľ zistiť, či aj na takýchto plochách môžeme zmeny pôdných vlastností, najmä mikrobiálnych, zaznamenať.

V našej práci sme zistili významný rozdiel v pôdnej reakcii medzi vzorkami z porastu na jednej strane a vzorkami z holorubu a mladiny na strane druhej. Tieto odlišnosti ale nevznikli v dôsledku ťažby, ale predpokladáme, že to môže byť spôsobené samotnou pôdotvornou horninou – na malej ploche sa striedajú kremence a kremité pieskovce. Je možné, že pôda pod porastom, ktorý bol situovaný na bočnom hrebienku, resp. pod ním, vznikla z o niečo kyslejšieho materiálu.

Medzi plochami sme nezaznamenali významné rozdiely vo vlhkosti pôdy, i keď väčšinou na rúbanisku po vyťažení porastu narastá vlhkosť pôdy v dôsledku chýbajúcej transpirácie a desukcie koreňami stromov, ako i väčšej uľahnutosti pôdy (Pobědinskij et Krečmer 1984). Vzorky sme odoberali na začiatku vegetačného obdobia, rozdiely v transpirácii a desukcii sa ešte v tak krátkej dobe významne neprejavili, i keď priemerná vlhkosť pôdy bola na rúbanisku o niečo vyššia ako v poraste. Údaje o hrúbke nadložného humusu a rýchlosti jeho rozkladu sa v súvislosti s holorubným spôsobom ťažby v literatúre rôznia. Zmenšenie hrúbky nadložného humusu sa dáva do súvislosti s jeho odstránením pri transporte dreva, zmiešaním s minerálnym horizontom, či rýchlosťou dekompozície a straty v prísune organického materiálu (Johnson et al. 1991). Yanai et al. (2003) uvádzajú, že hrúbka nadložného humusu sa zmenší o 50 % v priebehu 20-tich rokov. Pennock, vanKessel (1997) zaznamenali na ploche, ktorá bola 6 – 20 rokov po ťažbe, stratu 28 % na hrúbke nadložného humusu. Na našich plochách sa významné rozdiely v hrúbke nadložného humusu neprejavili. Transport dreva bol zabezpečený lanovkovým systémom, ktorý je šetrnejší voči pôdnemu povrchu ako lesné či univerzálne kolesové traktory. Navyše klimatické pomery v tejto oblasti a kyslý charakter opadu nevedú k rýchlejšiemu rozkladu, takže ani v mladine sme nepozorovali jeho úbytok.

Meranie mikrobiálnej aktivity pôd je významným prostriedkom pri hodnotení kvality pôd. V pôdach degradovaných populácie mikroorganizmov strácajú schopnosť odolávať negatívnym zmenám, narúšajú sa procesy mineralizácie organických látok, a pod. (Landmark 1999). Súčasné výskumy poukazujú na to, že zisťovanie mikrobiálnych charakteristík nám pomáha charakterizovať mieru degradácie pôdy a vplyv hospodárskych opatrení na obnovu jej stavu a funkcie (Harris 2003).

V našej práci sme zisťovali pôdnu respiráciu, N-mineralizáciu a aktivitu katalázy. Pôdna respirácia sa považuje za ukazovateľ a metabolickej aktivity pôdných mikroorganizmov. I keď patrí medzi charakteristiky s vysokou časovou a priestorovou variabilitou, súvisiacou s vlhkosťou, teplotou pôdy a prísunom čerstvého organického materiálu (Knoep et al., 2000), patrí medzi najčastejšie zisťované mikrobiálne charakteristiky. Na našich plochách hodnoty pôdnej respirácie značne kolísali a medzi jednotlivými plochami sa rozdiely neprejavili, i keď niektorí autori napr. Barg (1999) v duglaskovom poraste nameral vyššie hodnoty respirácie ako na ploche holorubnej, avšak tiež rozdiely neboli štatisticky významné.

Keďže na pôdach z andezitových aglomerátových tufov v Kremnických vrchoch analýza 110 vzoriek ukázala narastajúcu aktivitu katalázy so zvyšujúcim sa pH pôdy (Gömöryová 2004), prekvapila nás jej značne vysoká aktivita v poraste a to najmä preto, že práve v poraste boli pH hodnoty pôdy nižšie ako na ostatných plochách, ukázala sa tu štatisticky významná negatívna korelácia. Je pravda, že negatívnu koreláciu medzi pH hodnotami pôdy a aktivitou katalázy sme zaznamenali aj na transekte pod kmeňom buka (Gömöryová 2003). Pod kmeňom buka sa totiž v oblasti zvýšenej infiltrácie vody zo stoku po kmeni, v tzv. zásteri, pôda výrazne zakysľuje, so vzdialenosťou od kmeňa pH pôdy vzrastá (Šály, Pichler 1993). Na zvýšených hodnotách katalázy tu však mal významný podiel organický materiál, ktorý bol v blízkosti kmeňa značne akumulovaný (odumretá kôra). Na ploche porastu v Starých Horách ale nepredpokladáme, že by vyššia mikrobiálna aktivita bola spojená s vyššou aciditou prostredia. Zrejme tu pôsobí komplex faktorov (iné teplotné pomery, intenzita osvetlenia, a pod.), ktoré zatiaľ vo vzťahu k aktivite katalázy nevieme bližšie špecifikovať.

V poraste sme namerali aj najvyššie hodnoty N-mineralizácie, i keď štatisticky významne sa nám líšila len plocha porastu od plochy v mladine. Chen et al. (2002), Liu et al. (2001) pozorovali najvyššie hodnoty po ťažbe, nakoľko amonifikácia aj nitrifikácia sú po ťažbe stimulované. Barg et Edmonds (1999), Idol et al. (2002), Grenon et al. (2003) naproti tomu nezistili žiadne rozdiely v mineralizácii N a jeho koncentrácie v pôde medzi holorubnou plochou a plochou v poraste. Idol et al. (2002) uvádzajú, že ťažba nemá dlhodobý vplyv na mikrobiálny N, avšak v mladých porastoch pozorovať omnoho vyššiu priestorovú variabilitu ako v porastoch dospelých.

ZÁVER

Pri sledovaní vplyvu holorubnej ťažby na mikrobiálnu aktivitu pôd sme zistili významné rozdiely v aktivite katalázy a rozdiely na hranici štatistickej významnosti v N-mineralizácii. Najvyššími hodnotami oboch charakteristík sa vyznačoval porast. Hodnoty pôdnej respirácie sa na sledovaných plochách výraznejšie nemenili. Na holorubnej ploche, i keď išlo o šetrné približovanie drevnej hmoty, vyťaženie porastu došlo k miernemu zhoršeniu životných podmienok mikroorganizmov, čo sa prejavilo v ich nižšej aktivite. V mladine, 6 rokov po ťažbe, sa výraznejšie zmeny v mikrobiálnej aktivite proti holorubu neprejavili.

Podakovanie:

Tento príspevok bol spracovaný ako súčasť riešenia grantových projektov VEGA 1/9264/02, 1/9207/02 a 1/0126/03.

LITERATÚRA

- Alef K., 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landesberg, 284 pp.
- Barg A.K., Edmonds R.L., 1999: Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. Canadian Journal of Forest Research 29 (6): 705-713.
- Gemesi O., Skambracks D., Topp W., 1995: Effects of clear-cutting on litter decomposition and the density of earthworms in mountain forests of southern Germany. Forstwissenschaftliches Centralblatt 114 (4-5): 272-281.
- Gömöryová E., 2004: Variation of microbial activities in a forest soil under a beech stand. Polish Journal of Ecology (in press).
- Gömöryová E., 2003: Spatial variability of microbial soil characteristics under a single beech tree. Folia oecologica 30/2.
- Grenon F., Bradley R-L., Joannis G., Titus B.D., Prescott C.E., 2003: Mineral N availability for conifer growth following clearcutting: responsive versus nono-responsive ecosystems. Forest Ecology and Management, 188: 305-316.
- Grigal D.F., 2000: Effects of extensive forest management on soil productivity. Forest Ecology and Management 138: 167-185.
- Harris J.A., 2003: Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. European Journal of Soil Science 54: 801-808.

- Houston A.P.C., Visser S., Lautenschlager R.A., 1998: Microbial processes and fungal community structure in soils from clear-cut and unharvested areas of two mixedwood forests. *Canadian Journal of Botany* 76 (4): 630-640.
- Chanasyk D.D., Whitson I.R., Mapfumo E., Burke J.H., Prepas E.E., 2003: The impacts of forest harvest and wildfire on soils and hydrology in temperate forests: a baseline to develop hypothesis for the Boreal Plaine. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2: 51-62.
- Chen G.X., Yu K.W., Liao L.P., Xu G.S., 2000: Effect of human activities on forest ecosystems: N cycle and soil fertility. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 57 (1): 47-54.
- Idol T.W., Pope P.E., Ponder F., 2002: Changes in microbial nitrogen across a 100-year chronosequence of upland hardwood forests. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1662-1668.
- Johnson C.E., Johnson A.H., Huntington T.G., Siccama T.G., 1991: Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic-matter pools. *Soil Science Society of America Journal* 55 (2): 497-502.
- Kandeler E., 1993: Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch. In: F. Schinner, R. Oehlinger, E. Kandeler, R. Margesin.: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 160-161.
- Knoep J.D., Coleman D.C., Crossley D.A., Clark J.S., 2000: Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138: 357-368.
- Landmark A., 1999: Soil degradation and the use of agricultural and organic industrial by-products as soil amendments. <http://www.hort.agri.umn.edu/h5015/99fpapers/landmark.htm>
- Liu F.M., Toda H., Haibara K., 2001: Effects of clear-cutting and burning on characteristics of nitrogen mineralization and microbes in the forest soil of a *Pinus massoniana* plantation in Southern China. *Ecological Research* 16 (3): 531-542.
- Obr F., Ciesarik M., Šály R., 1991: *Návody na cvičenia z pedológie a mikrobiológie*. VŠLD, Zvolen, 156 pp.
- Pennock D.J., vanKessel C., 1997: Effect of agriculture and of clear-cut forest harvest on landscape-scale soil organic carbon storage in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 77 (2): 211-218.
- Pobědinskij A.V., Krečmer V., 1984: *Funkce lesů v ochrane vod a půdy*. SZN Praha, 256 pp.
- Pietikainen J., Fritze H., 1995: Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest – comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology & Biochemistry* 27 (1): 101-109.
- Sohlenius B., 1997: Fluctuations of nematode populations in pine forest soil. Influence by clear-cutting. *Fundamental and Applied Nematology* 20 (2): 103-114.
- Šály R., Pichler V., 1993: Súčasné zmeny pôdnej reakcie v bučinách. *Acta Facultatis Forestalis, Zvolen*, 35:51-69.
- Theenhaus A., Schaefer M., 1995: The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *Forest Ecology and Management* 77 (1-3): 35-51.
- Yanai R.D., Currie W.S., Goodale C.L., 2003: Soils carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystem* 6(3): 197-212.

ANTROPOGÉNNA KONTAMINÁCIA LESNÝCH PÔD AKO PRÍČINA ICH CHEMICKEJ DEGRADÁCIE

Anthropogenic Contamination of Forest Soils as a Cause of their Chemical Degradation

Juraj GREGOR, Eduard BUBLINEC, Viliam PICHLER

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta TU, T.G. Masaryka 24,
960 53 Zvolen, e-mail: kpp@vsld.tuzvo.sk, bublinec@sav.sazv.sk, pichler@vsld.tuzvo.sk*

Abstrakt

Kyslé zložky množstva kyslých depozícií silne závisia od nadmorskej výšky. Ich najvyšší objem v lesných ekosystémoch sa nachádza medzi 700 – 1 200 m n.m., t.j. pásmo, v ktorom smrek má svoj najväčší zložkový podiel troch špecií. Doba hodnotenia prísunu imisných uloženín založená na monitoringu vo vzťahu ku kritickým kyslým záťažiam ukazuje, že približne jedna tretina lesov Slovenska je priamo postihnutá acidifikáciou.

Abstract

The acid components of the bulk deposition feature strong altitudinal dependence. Their highest inputs into forest ecosystems occur between 700 – 1 200 m a. s. l., i.e. the range in which spruce has its highest share on the tree species composition. To date evaluation of deposition inputs based on monitoring in relation to critical acid loads show that around one third of Slovak forests are directly affected by acidification.

ÚVOD

Antropogénna kontaminácia lesných pôd má viacero zdrojov. V prvom rade sú to rôzne formy priemyselných imisií, ktoré sa dostávajú do lesných ekosystémov a zapríčiňujú chemickú degradáciu lesných pôd. Táto sa na Slovensku obzvlášť výrazne prejavuje v okolí hutníckych závodov, tepelných elektrární a závodov na spracovanie magnezitu. Menší význam majú rozličné chemické prevádzky, prípadne priame použitie pesticídov a priemyselných hnojív. Samostatnú kapitolu tvoria plynné kyselinotvorné emisie, ktoré zložitou chemokonverziou sa pri diaľkovom prenose menia na kyseliny. Tieto formujú kyslé zrážky a na rozsiahlych územiach spôsobujú acidifikáciu lesných ekosystémov. Preto sa v ďalšom texte budeme venovať tomuto fenoménu chemickej degradácie pôd na Slovensku.

1. Príčiny acidifikácie lesných pôd

Acidifikáciu lesných pôd v prvom rade zapríčiňujú kyslé zložky imisné, ktoré vo forme mokrej, ale aj suchej (SO_2 je 2,3 x ťažší ako vzduch) depozície sa dostávajú do pôdy buď priamo, alebo cestou vyplavovania bázičských kationov zo sorpčného komplexu pôdy spôsobujú znižovanie hodnoty pH.

V r. 2000 poklesli emisie SO_2 na Slovensku na 1/3 oproti roku 1990 a dosahujú hodnoty okolo 180 000 ton, emisie NO_x okolo 140 000 ton. Čo je však dôležité, emisie SO_2 stále tvoria najvýznamnejšiu zložku emisií, aj keď sa dá očakávať (prognózovať), že v priebehu najbližších 3 – 5 rokov emisie NO_x prevýšia hodnoty SO_2 a stanú sa tak hlavným acidifikačným agentom, podobne, ako je to už v priemyselne vyspelých štátoch Európy. Čo je však dôležité, že národné zdroje emisií SO_2 a NO_x sa plošne prekrývajú (synergický a acidifikačný efekt SO_2 a NO_x). Najviac postihnuté oblasti sa dajú takto pomerne ľahko a presne lokalizovať.

Tab. 1 *Priemerné ročné hodnoty pH a chemických prvkov v zrážkach (mg.l⁻¹) na voľnom priestranstve*

Charakteristika	pH	NH ₄ -N	NO ₃ -N	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ -S
Oblasť:							
Nížiny a pahorkatiny	4,8 – 5,8	1,0 – 1,8	0,7 – 0,8	0,2 – 0,4	0,6 – 3,7	0,1 – 0,5	1,8 – 2,6
Horské oblasti	4,3 – 4,6	0,9 – 1,5	0,5 – 2,0	0,2 – 0,6	0,4 – 4,1	0,1 – 0,9	1,8 – 5,2

Priemerné hodnoty pH a ďalších chemických elementov v zrážkach sú v tab. 1. Je pozoruhodné, že najmenšia kyslosť zrážok (najväčšia hodnota pH) je v nížinách a pahorkatinách (pH = 4,8 – 5,8) napriek ich relatívne najväčšiemu znečisteniu (veľký spad alkalického prachu). Pre nížinné oblasti SR je typická aj výrazná sezónna dynamika koncentrácie síry v zrážkach s typickým zimným maximom.

Tab. 2 *Časové zmeny koncentrácie síranov v mg.l⁻¹ v zrážkach v pahorkatinnom lesnom ekosystéme*

Mesiac	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.
SO ₄ v mg.l ⁻¹	6,4	5,6	4,0	2,9	1,2	0,8	1,0	1,1	2,3	3,9	5,2	5,8

V horských oblastiach sa maximum koncentrácie síry posúva do jarných mesiacov (bukové i smrekové ekosystémy), resp. vytvára sa aj podružné letné maximum v bučinách.

2. Kyslé a alkalické zložky depozície

Pomer kyslých zložiek k alkalickým sa po prechode zrážok korunovou klenbou výrazne mení. Listnaté ekosystémy sa správajú odlišne od ihličnatých. Napr. v bukových ekosystémoch pomer kyslých komponentov k alkalickým na VP dosahuje hodnotu v ročnom priemere 170/100, po prechode korunami prevažujú alkalické zložky (185/100).

V smrekových oblastiach pomer kyslých zložiek k alkalickým na voľných, nezalesnených lokalitách sa tak isto zistil väčší ako 1 (115/100), ale v podkorunových zrážkach sa tento pomer prudko zvýšil a dosiahol hodnotu 2,8 (280/100). Svedčí to o enormnom filtračnom efekte korunovej etáže, ktorá pri existencii asimilačných orgánov ihličnatých drevín počas celého roka vyčesáva z ovzdušia nadmerné kvantá kyslých aerosolov. Tieto sa zrážkami zmývajú a splachujú do pôdy, debazifikujú sorpčný komplex a vyvolávajú chemickú degradáciu lesných pôd. Spôsobujú tak ich acidifikáciu, pôdy získavajú podzolovú chemickú dynamiku napriek tomu, že morfológia pôdneho profilu má ráz hnedých lesných pôd (kambizeme). Tieto procesy sú obzvlášť intenzívne v okolí kmeňov, kde pH vody stekajúcej po kmeni klesá na hodnoty pod pH = 3 a nezriedka dosahuje v našich horských podmienkach a smrečinách aj hodnoty okolo 2,6.

Kyslé zložky depozície majú aj výraznú vertikálnu zonalitu. Ich najvyšší prísun sa na Slovensku vyskytuje v nadmorských výškach 700 – 1 200 m. Platí to aj pre agroekosystémy, najmä pre horské lúky a pasienky, ale aj pre orné pôdy. Lesné, najmä ihličnaté ekosystémy svojim veľkým indexom asimilačnej plochy tento acidifikačný efekt len zvyrazňujú.

ZÁVER

Slovensko v dôsledku lokalizácie v strede Európy má veľmi nepriaznivú situáciu. Západné a severozápadné vetry prinášajú zo západoeurópskych priemyselných centier vzdušné masy, v ktorých sa postupne zvyšujú koncentrácie škodlivín, predovšetkým SO₂ a NO_x. Tento kumulatívny efekt výrazne pôsobí na chemickú degradáciu pôd, ktoré sa stávajú konečnou cieľovou stanicou rozličných imisií. Preto napriek výraznému poklesu domácich imisií, SO₂ napr. na 21 % a NO_x na úroveň 42 % v porovnaní s rokom 1990 chemická degradácia našich, najmä lesných pôd aj naďalej pokračuje.

LITERATÚRA

- Kočík, K., 1995: Zhodnotenie vplyvu niektorých rizikových prvkov vo výžive rastlín. KDP, AF – VŠP Nitra, 181 ss.
- Kočík, K., Kulich, J., 2003: Metódy sledovania a hodnotenia rizikových prvkov v agroekosystémoch. FEE – TU Zvolen, 121 ss.
- Kobza, J. a kol., 2002: Monitoring pôd Slovenskej republiky – 2. cyklus. VÚPOP Bratislava, 178 ss.
- Machava, J., 2001: Occurence and effect Pb in forest ecosystem. *Folia Oecologia*, 1-2, 2001, s. 125-137.
- Machava, J., 2002: Transferové koeficienty Cu a Pb v systéme kambizem – sadenice smreka. *Phytopedon* 1, Supplement, s. 136-142.
- Machava, J., 2003: Relationships between soil and spruce after many years of heavy metal immission load in forest ecosystem. Druhé pôdoznalecké dni v SR, Vedecká konferencia. Stará Lesná, 16.-18. jún 2003, s. 217-225.
- Mišíková, K., Šubová, D., 2003: Príspevok k rozšíreniu machorastov v Národných parkoch Vysoké Tatry, Nízke Tatry a Slovenský raj. *Naturae tutela*, č. 7, s. 7-10.
- Pišút, I., Šubová, D., 2001: Príspevok k poznaniu lišajníkov Tatranského národného parku Nízke Tatry. *Naturae tutela*, č. 6, s. 7-14.
- Šubová, D., 2003: Výskyt lišajníkov a machorastov v horskej oblasti Jánskej doliny. Konferencia s medzinárodnou účasťou prírodovedných pracovníkov múzeí a pracovníkov múzeí v prírode, 26. – 28. 5. 2003 Liptovský Mikuláš, s. 35-38.

PRIESKUM PÔDNEJ KOMPAKCIE NA VYBRANOM HONE ORNEJ PÔDY METÓDOU PENETROMETRIE

Soil Compaction Survey within a Selected Arable Field by Penetrometric Measurement

Ján HALAS

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava, Reimanova 1, 080 01 Prešov, SR
e-mail: halas@vupop.sk

Abstrakt

Príspevok je venovaný problematike prieskumu kompaktie pôdy na vybranom hone, s cieľom preukázania prítomnosti degradačného procesu pedokompaktie vrátane získania informácie o jeho plošnom výskyte. Na základe zisteného potenciálneho utlačenia pôdy vymedzeného na báze hlavných pôdných jednotiek (HPJ), boli na vybranom hone ornej pôdy realizované penetrometrické merania odporu pôdy. Merania sme uskutočnili v jednotlivých vrcholoch (bodoch) štvorcovej siete s pomerom strán 75 x 75 m. Namerané hodnoty tlaku boli následne korigované podľa momentálnej vlhkosti pôdy. Priestorové vyhodnotenie penetrometrického odporu pôdy po korekcii je prezentované na mapkách. Z dosiahnutých výsledkov vyplynulo, že degradačný proces pedokompaktie je na hone reálne prítomný, a to aj v nadlimitných hodnotách, pričom sa preukázala jeho značná priestorová variabilita.

Kľúčové slová: kompaktia pôdy, penetrometrické merania

Abstract

The paper presents results of an investigation of soil compaction within a selected arable field, with aim to confirm soil degradation by compaction and to obtain information about area of compacted soils. Based on potential soil compaction derived from main soil units, penetrometric measurements at arable field were carried out in single points of square net (grid 75 x 75 m). The values of pressure were consequently corrected according to actual soil moisture. In maps, space distribution of soil penetration resistance is presented. The results had confirmed that degradation process of soil compaction is actually present, even the values of soil compaction are above-limit. The high space variability of soil compaction was detected.

Keywords: soil compaction, resistance to penetration

ÚVOD

Pôda je neobnoviteľný multifunkčný prírodný zdroj a základná zložka životného prostredia. Je spoločným bohatstvom občanov štátu a dedičstvom budúcich generácií. Pri svojom využívaní človekom je však často vystavená aj viacerým degradačným procesom. Každý kto vlastní alebo užíva poľnohospodársku pôdu je povinný vykonávať agrotechnické opatrenia zamerané na jej ochranu a zachovanie kvalitatívnych vlastností a funkcií a dbať na ochranu pred jej poškodením a degradáciou (Zákon 220/2004 Z.z.).

Najvýraznejším prejavom degradačných procesov v pôde je zhutnenie (pedokompaktia) (Houšková 1998). Podľa Bedrnu (2002) predstavuje mieru potenciálnej neschopnosti pôdy odolávať utláčaniu. Má nielen produkčné, ale aj ekologické následky. Je to veľmi zložitý, nesmierne variabilný a postupne prebiehajúci proces. Je úzko prepojený so zmenami ostatných fyzikálnych a technologických vlastností pôdy, ako aj so zmenami pôdneho chemizmu a biológie pôdy. Na nevhodne obhospodarovaných pôdach vedie kritický nárast nadmerného zhutnenia k narušeniu

rovnováhy produkčnej a reprodukčnej stránky pôdotvorných procesov a k celkovému ohrozeniu pozitívneho vývoja pôdnej úrodnosti. Úzko súvisí s podmienkami a faktormi vonkajšieho prostredia, ako sú klíma, priebeh počasia, spôsob využitia a systém obrábania pôd, použité pestovateľské technológie a technika (Zrubec 1997).

Cieľom príspevku je overenie a preukázanie prítomnosti degradačného procesu kompaktie pôdy a zároveň získanie informácie o jeho plošnom výskyte na vybranom hone ornej pôdy meraním penetrometrického odporu pôdy.

Charakteristika územia a pôdy na vybranom hone

Skúmaný hon je lokalizovaný v okrese Bardejov, v k.ú. Kobyly. Územie, v ktorom sa nachádza patrí do mierne teplej klimatickej oblasti, do klimatického okrsku M 3 (mierne teplý, vlhký, pahorkatinový až vrchovinový). Priemerná ročná teplota v oblasti kolíše medzi 6 – 7,5°C. Priemerné ročné úhrny zrážok sa pohybujú v rozpätí 650 – 700 mm (Atlas krajiny 2002). Na hone s výmerou 8 ha v nadmorskej výške 380 – 400 m.n.m. je zastúpený pôdny typ pseudoglej typický. Substrátom sú polygénne (svahové) hliny. Hon je lokalizovaný na miernom svahu (3 – 7°), expozícia je južná, východná až západná. Pôda je bezskeletovitá, hlboká (nad 0,6 m), zrnitostne hlinitá v ornici (34,6 %) aj podornici (43,4 % frakcie < 0,01 mm).

MATERIÁL A METÓDY

Pri spracovávaní riešenej problematiky sme na základe zisteného potenciálneho utlačenia pôdy halas a kol. 2003) vymedzeného na báze hlavných pôdných jednotiek (HPJ) vykonali na vybranom hone ornej pôdy penetrometrické merania za účelom overenia a preukázania degradačného procesu kompaktie pôdy.

Penetrometria, t.j. meranie odporu pôdy proti vnikaniu kužeľa penetrometrickej sondy sa využíva pri poľných meraniach na zistenie hĺbky utlačených vrstiev, stupňa (miery) kompaktie pôdy a plošného výskytu pedokompaktie (Lhotský 2000).

Na skúmanom hone sme vzhľadom na odporúčanú metodiku (Zrubec 1997) vytýčili štvorcovú sieť s pomerom strán 75 x 75 m. V jednotlivých bodoch (vrcholoch) podľa zvolenej siete sme uskutočnili v dňoch 22. a 23. 4. 2004 merania penetrometrického odporu pôdy. Merania sme vykonali v piatich opakovaniach. V tomto čase bola pôda bez vegetácie. Súbežne s meraniami boli z hĺbok 0,15 m, 0,30 m a 0,50 m odobraté vzorky pôdy na stanovenie momentálnej vlhkosti. Táto bola stanovená gravimetricky. Vzhľadom na dostupnosť prístrojovej techniky sme utlačenie pôdy merali penetrometrickou sondou STS Šumperk. Merný kužeľ (hrot) má priemer základne 11,28 mm (prierez 100 mm²) s vrcholovým uhlom 30° pre maximálny odpor pôdy 6 MPa (Bajla, 1998). Spolu sme realizovali 75 meraní na 15 kontrolných stanovištiach. Namerané hodnoty tlaku v MPa zaznamenané na penetrogramoch boli štatisticky vyhodnotené ako aritmetické priemery z piatich meraní. Tieto hodnoty boli následne korigované podľa zistenej momentálnej vlhkosti na vlhkosť pôdy 18 %. Kritická hodnota penetrometrického odporu hlinitej pôdy pri tejto vlhkosti je podľa metodiky Lhotského (1989) 3,8 MPa.

Plošné vyhodnotenie penetrometrického odporu pôdy v 0,05 m krokoch do hĺbky 0,6 m bolo spracované v programe Surfer verzia 8, s využitím základného nastavenia interpolačnej metódy kríningu. Základné mapy sú vytvorené zo získaných priemerných hodnôt penetrometrického odporu pôdy po korekciách podľa zvolenej siete meraní. Pre všetky mapy bola použitá rovnaká farebná stupnica s rovnakým zadáním intervalov hodnôt penetrometrického odporu pôdy.

VÝSLEDKY

Dosiahnuté výsledky sú prezentované v grafickej časti príspevku na obr. 1 – 6 a zachytávajú stupeň (mieru) utlačenia v jednotlivých hĺbkach ako aj jeho plošný výskyt (rozsah).

Z tab. 1 a priebehu penetrogramov (ich časť je znázornená na obr. 7) je zjavné, že hĺbka bežne vykonávanej kultivácie (konvenčná technológia) je približne 0,25 m. Namerané priemerné hodnoty odporu pôdy do uvedenej hĺbky dosahujú do 1,78 MPa.

Tab. 1 Priemerné hodnoty penetrometrického odporu pôdy v jednotlivých hĺbkach merania

hĺbka pôdy (m)	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4	0,45	0,5	0,55	0,6
odpor pôdy (MPa)	0,90	1,39	1,39	1,47	1,78	2,84	3,35	3,61	3,73	3,75	3,87	4,00

Zreteľná je „hrana“ (prechod) v hĺbke 0,25 – 0,3 m, v ktorej hodnoty penetrometrického odporu pôdy zaznamenávajú najväčší vzostup (1,78 resp. 2,84 MPa). V tomto prechode je prvýkrát prekročená aj hranica kritického tlaku 3,8 MPa. V hĺbke 0,3 m je pomerne zreteľné miesto nadlimitného utlačenia v pravom hornom rohu (obr. 4, stanovište 1), ktoré je miestom vjazdu a výjazdu poľnohospodárskej techniky na štátnu cestu. Toto výraznejšie utlačenie postupuje až do hĺbky 0,45 m. Prakticky na celom hone bolo preukázané aj mierne zvýšenie utlačenia dna brázdy, spôsobené každoročnou orbou do rovnakej hĺbky. Za povšimnutie stojí aj priebeh pedokompakcie približne v centrálnej časti, v ktorej sa najvýraznejšie prejavuje od hĺbky 0,4 m a postupuje až do hĺbky 0,6 m, čo pravdepodobne úzko súvisí so zrnitosným zložením a zreteľnejším procesom pseudoglejovatenia.

ZÁVER

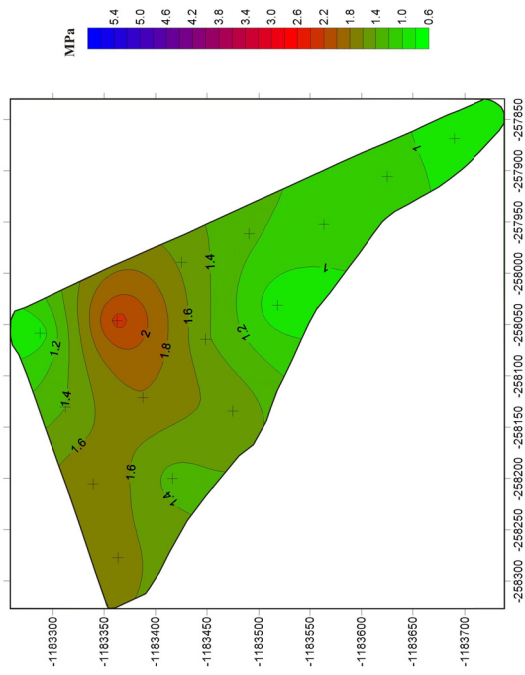
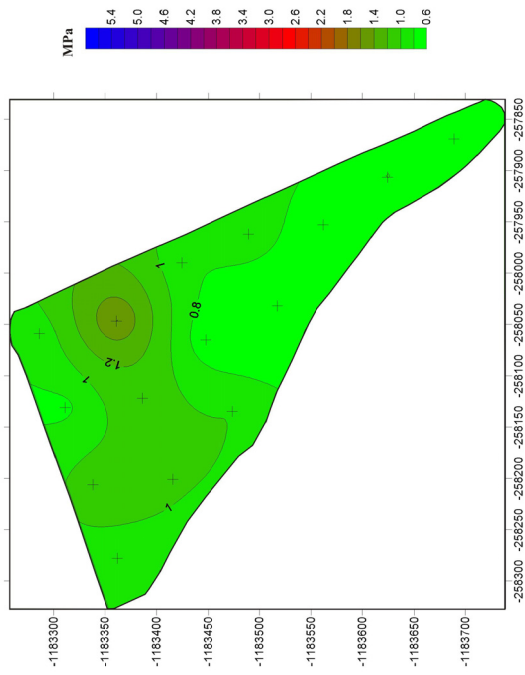
Na základe realizovaných penetrometrických meraní bola prítomnosť procesu pedokompakcie potvrdená, pričom bol zistený stupeň utlačenia, hĺbka jednotlivých utlačených vrstiev a plošný rozsah kompakcie pôdy a zároveň bola preukázaná aj jeho značná priestorová variabilita.

Príspevok je súčasťou širšieho projektu týkajúceho sa návrhu komplexu zúrodňovacích opatrení na ornej pôde v modelovom území na základe zisteného ohrozenia limitujúcimi (degradačnými procesmi).

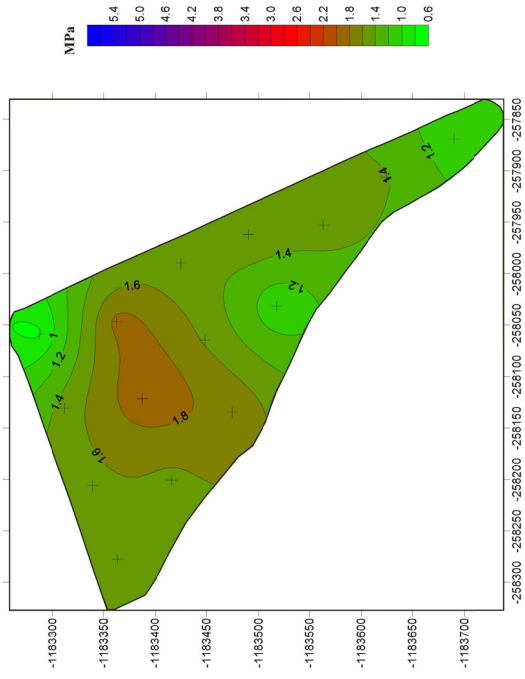
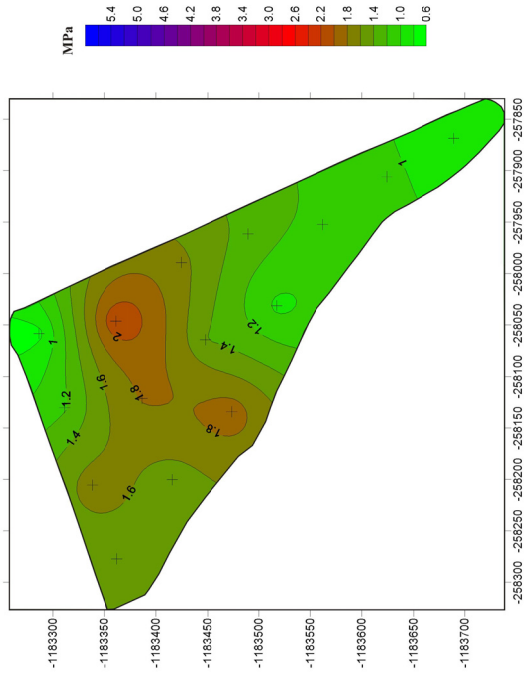
LITERATÚRA

- Bajla, J.: Penetrometrické merania pôdných vlastností: Nitra: SPU, 1998. s. 16. ISBN 80-7137-543-8
- Bedrna, Z.: Enviromentálne pôdoznanectvo. Bratislava: Veda, 2002. s. 96-99.
- Halas, J., Gutteková, M., Litavec, T.: Limitujúce faktory vo vzťahu ku zúrodňovaniu pôdy (Limiting factors in Relationship to Farmland Fertilization). In: Druhý pôdoznanecské dni v SR, CD Zborník referátov. 16. – 18. jún 2003, Stará Lesná, Vysoké Tatry, Bratislava: VÚPOP, 2003, s. 147 – 158.
- Houšková, B.: Optimalizácia fyzikálnych vlastností pôdy vo vzťahu k procesom degradácie. In: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana: Zborník referátov z odbornej konferencie. Bratislava: VÚPOP, 1998, s. 99 - 108.
- Lhotský, J.: Soustava opatření k zúrodňování půd: Metodiky 14. Praha: ÚVTIZ, 1984. 39 s.
- Lhotský, J.: Zhutňování půd a opatření proti němu: Praha: ÚZPI, Studijní informace – rostlinná výroba 7/2000. s. 20. ISBN 80-7271-067-2
- MP SR.: Zákon č. 220/2004 o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy.
<http://www.zbierka.sk/zz04/04-z220.pdf>
- MŽP SR.: Atlas krajiny SR. ESPRIT, spol. s r.o. Banská Štiavnica, 2002, s. 95 – 99.
ISBN 80-88833-27-2
- Šimon, J. - Lhotský, J. et al.: Zpracování a zúrodňování půd. Praha: SZN, 1989. s. 170.
ISBN 80-209-0048-9
- Zrubec, F.: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd. Bratislava: VÚPÚ, 1997. s. 5 a 22.
ISBN 80-85361-39-6

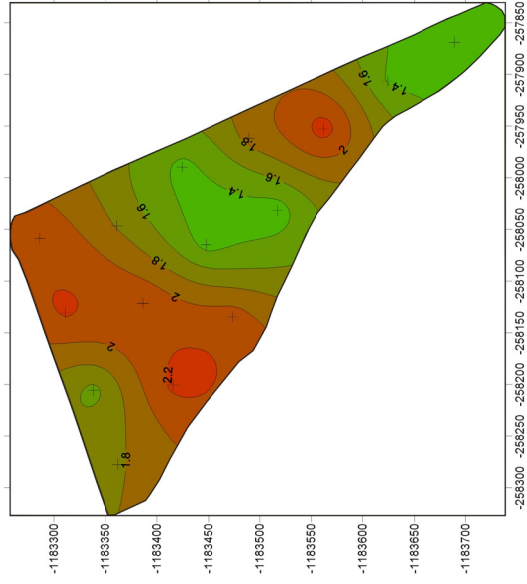
Obr. 1: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,05 m (hore)
a 0,1 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



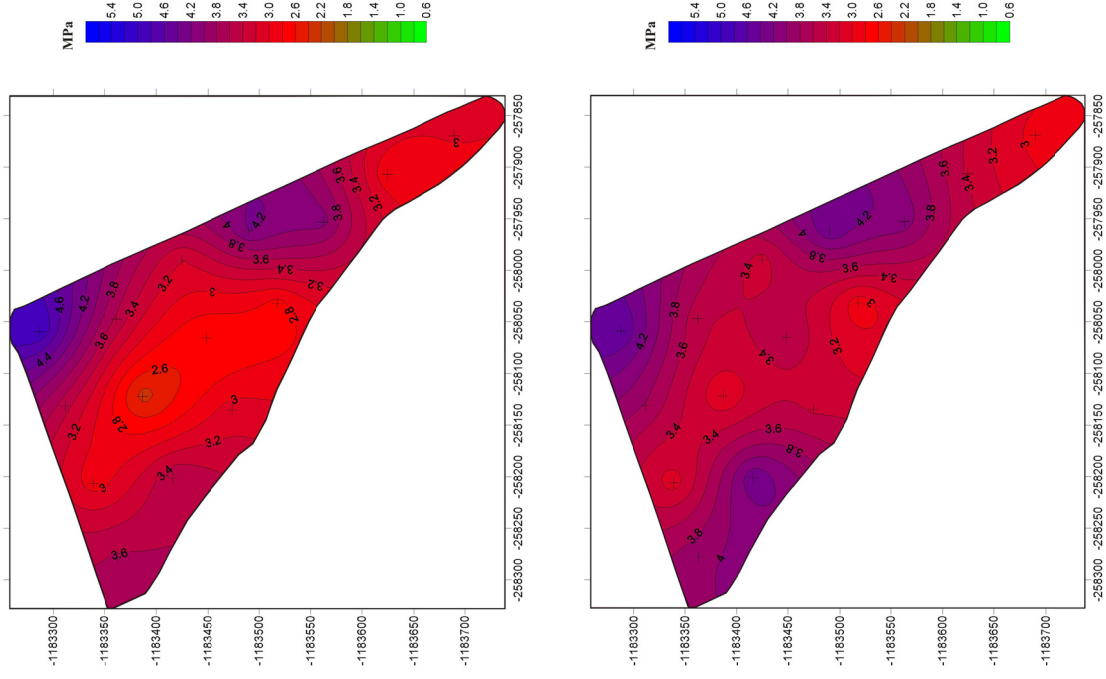
Obr. 2: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,15 m (hore)
a 0,2 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



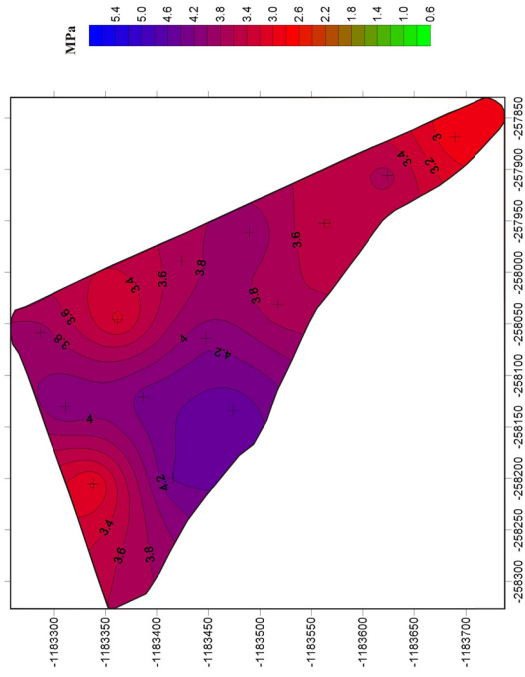
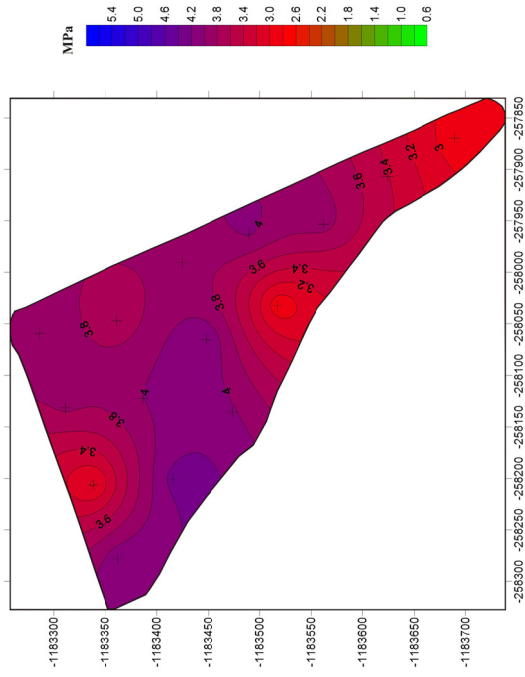
Obr. 3: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,25 m (hore)
a 0,3 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



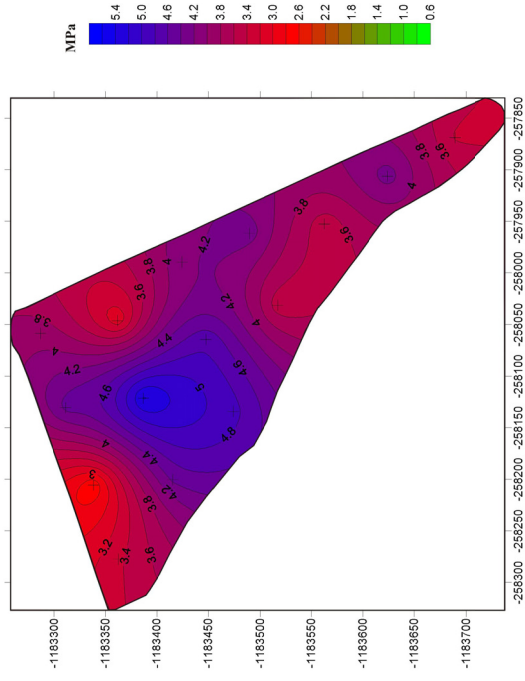
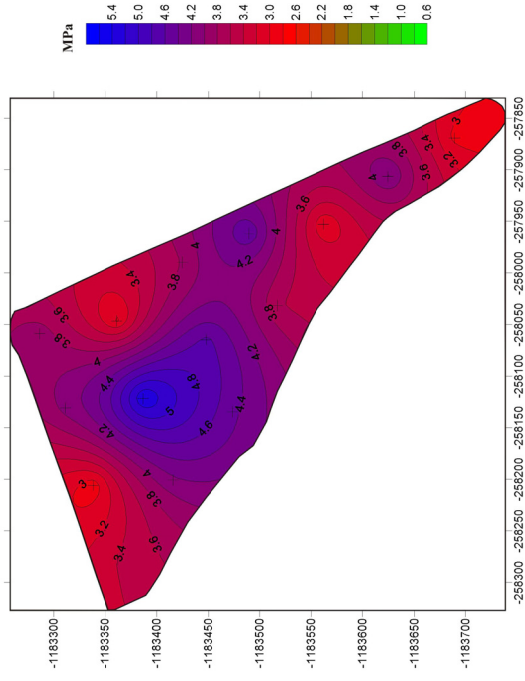
Obr. 4: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,35 m (hore)
a 0,4 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



Obr. 5: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,45 m (hore)
a 0,6 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



Obr. 6: Mapa penetrometrického odporu pôdy v hĺbke 0,55 m (hore)
a 0,6 m (dole) pri hustote merania 75x75 m.



VYUŽITÍ SVĚTLICE BARVÍŘSKÉ (*CARTHAMUS TINCTORIUS L.*) A SLÉZU KRMNÉHO (*MALVA VERTICILLATA L.*) PRO REMEDIACI PŮD KONTAMINOVANÝCH TĚŽKÝMI KOVY

Utilization of the Saflor (*Carthamus tinctorius L.*) and Mallow (*Malva verticillata L.*) in Remediation of Soils Contaminated by Heavy Metals

Ivo HARTMAN, Jan HRUBÝ, Barbora BADALÍKOVÁ

Výzkumný ústav pícninářský, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko, Česká republika

hartman@vupt.cz, hruby@vupt.cz, badalikova@vupt.cz

Abstrakt

Problematika akumulace těžkých kovů rostlinami byla sledována na nezemědělské půdě v k.ú. obce Troubsko v maloparcelovém polním pokusu v roce 2003. Pokusnými rostlinami byla světlice barvířská (*Carthamus tinctorius L.*) odrůda Sabina a sléz krmný (*Malva verticillata L.*) odrůda Dolina. Byl sledován vliv koncentrace Cd, Pb a Zn v půdě na produkci biomasy sledovaných rostlin a obsah těchto prvků v biomase rostlin. Vyšší obsah těžkých kovů v půdě snižoval výnos biomasy. Se zvyšující se koncentrací těžkých kovů v půdě se zvyšoval i jejich obsah v biomase rostlin. V nadzemní biomase byl obsah těžkých kovů nižší než v kořenech.

Abstract

Accumulation processes of heavy metals in plants were observed on the non-agricultural soils in the area of the village Troubsko at the randomized blocks field trial in the year 2003. Two forage crops, i.e. *Carthamus tinctorius L.*, variety Sabina, and *Malva verticillata L.*, var. Dolina, were involved there. The influence of Cd, Pb, and Zn concentration in soil upon the yield of biomass and the content of these elements in the plant biomass was analyzed. High content of heavy metals in soils led to the decrease of the plant yields. Increase of heavy metals in soils increased their content in the plant biomass as well. Content of heavy metals in the upper parts of plants was lower than that in roots.

ÚVOD

Těžké kovy představují skupinu asi 40 prvků s hustotou větší než 5 t.m^{-3} . Hlavním zdrojem těžkých kovů v prostředí, pomíneme-li geologické podloží, je antropogenní působení, jako je atmosférický spad, spalování fosilních paliv, aplikace pesticidů, průmyslových hnojiv, kalů, dopravní exhalace a většina průmyslových procesů, aplikace inhibitorů koroze a stárnutí nátěrů. Stabilita rizikových prvků v půdě je vysoká, a tak znečištění může mít dlouhodobý nebo dokonce trvalý charakter.

Fytoremediace je remediační metoda definovaná jako technologie využívající rostlin k fixaci, akumulaci a rozkladu nebezpečných kontaminantů, t.j. k jejich odstranění z životního prostředí. Vybrané rostliny se využívají k extrakci toxických kovů, včetně radioaktivních izotopů, i k odstranění některých organických látek z půdy, sedimentů a vody. Pro úspěšnou remediaci je nutná biologická přístupnost kontaminantů do rostliny, která je dána zejména rozpustností látky, půdními a klimatickými podmínkami, genotypem rostliny a zvolenou agrotechnikou.

Důvodů pro rozvíjení této technologie je několik. Především lze dosáhnout snížení nákladů při dekontaminačních procesech. Metoda předpokládá využití známých agrotechnických postupů běžně používaných při zemědělském hospodaření. Z toho vyplývá, že finanční vstupy jsou obecně nižší. Další výhodou fytořemediace je šetrný přístup k prostředí, neboť metoda se vyhýbá odstranění půdy a použití těžké techniky.

MATERIÁL A METODIKA

Cílem práce bylo ověřit schopnost světlice barvířské (saflor) (*Carthamus tinctorius L.*) odrůdy Sabina a slézu krmného (*Malva verticillata L.*) odrůdy Dolina akumulovat vybrané těžké kovy.

Problematika akumulace těžkých kovů rostlinami byla sledována na nezemědělské půdě v k.ú. obce Troubsko v maloparcelovém (velikost parcely 5 m²) polním pokusu v roce 2003. Půda je zde hlinitá s půdní reakcí neutrální. Průměrný roční úhrn srážek je zde 547 mm, z toho ve vegetačním období 344 mm, průměrná roční teplota 8,4°C, ve vegetačním období 14,8°C.

Byly sledovány tyto varianty kontaminace půdy těžkými kovy:

- A – nižší úroveň znečištění těžkými kovy (Cd 10 ppm, Pb 500 ppm, Zn 135 ppm)
- B – vyšší úroveň znečištění těžkými kovy (Cd 30 ppm, Pb 1500 ppm, Zn 405 ppm)
- c) Kontrola – bez aplikace

Těžké kovy byly aplikovány do půdy ve formě vodných roztoků Cd(NO₃)₂·4H₂O, Pb(CH₃COO)₂·2H₂O, Zn(NO₃)₂·6H₂O a Zn(CH₃COO)₂·2H₂O dne 5. 5. 2003. Dne 3. 6. 2004 byl proveden odběr vzorků půdy z mezipásů bez rostlinného pokryvu pro stanovení celkového obsahu těžkých kovů v půdě (tab. 1).

Tab. 1 Obsah Cd, Pb a Zn v půdě (mg.kg⁻¹ sušiny)

Varianta	Hloubka	Cd	Pb	Zn
A	0 – 0,15 m	10,6	573,0	260,0
	0,15 – 0,30 m	2,8	147,0	135,0
B	0 – 0,15 m	35,8	2 394,0	860
	0,15 – 0,30 m	6,4	456,0	191,0
Kontrola	0 – 0,15 m	1,9	97,4	105,0
	0,15 – 0,30 m	1,0	34,2	82,3

Před aplikací byl pozemek odplevelen a byl udržován v bezplevelném stavu po celý průběh roku. Setí bylo provedeno 7. 5. 2003, sklizeň probíhala 8. 9. 2003. Z každé pokusné parcely byly odebrány 4 vzorky rostlinného materiálu z plochy 0,25 m².

Stanovení obsahu těžkých kovů v půdě a rostlinách bylo provedeno metodou ICP AES (ČSN EN ISO 11885) v akreditované laboratoři firmy GEOTest Brno a.s.

Statistické výpočty byly provedeny programem Unistat.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Průměrný výnos sušiny nadzemní biomasy rostlin je uveden v tab. 2. Saflor dosahoval vyššího výnosu oproti slézu, ve všech variantách. U varianty s vyšší úrovní kontaminace bylo dokonce dosaženo vyššího výnosu oproti variantě s nižší kontaminací. Sléz krmný reagoval oproti safloru na kontaminaci půdy těžkými kovy nižší redukcí výnosu ve srovnání s kontrolou. Rozdíly ve výnosech sušiny nadzemní biomasy mezi jednotlivými variantami byly statisticky neprůkazné.

Tab. 2 Výnos sušiny nadzemní biomasy v $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$

Varianta	Rostlina			
	Světlice barvířská		Sléz krmný	
A	0,78	56,5 %	0,63	95,5 %
B	0,97	70,3 %	0,54	81,8 %
Kontrola	1,38	100 %	0,66	100 %

Tab. 3 Průměrný obsah prvků v sušině rostlin v $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Rostlina	Varianta	Cd		Pb		Zn	
		nadz. č.	kořen	nadz. č.	kořen	nadz. č.	kořen
Světlice barvířská	A	1,2	12,9	32,6	456,8	31,8	154,3
	B	2,6	18,6	86,6	590,5	45,7	165,0
	Kontrola	0,6	2,5	12,3	95,3	25,0	51,6
Sléz krmný	A	1,7	5,6	33,6	109,6	41,2	71,6
	B	2,4	7,1	33,8	114,8	40,4	64,6
	Kontrola	0,8	1,7	7,3	28,5	30,5	49,2

Sledované druhy vykázaly rozdílnou schopnost akumulovat rizikové prvky (tab. 3). Rozdíl v obsahu těžkých kovů v biomase safloru a slézu byl statisticky průkazný pouze u kořenové části rostlin. Zvláště v kořenech safloru docházelo ke zvýšené akumulaci olova, ale i zinku a kadmia.

Koncentrace prvků v rostlinách se zvyšovala se zvyšujícími se obsahy těchto prvků v půdě. Rozdíly v obsahu prvků jak v nadzemní biomase, tak v kořenech byly mezi variantami statisticky průkazné.

Závislost mezi koncentrací těžkých kovů v rostlině a v půdě byla prokázána i u jiných rostlinných druhů, stejně jako vyšší koncentrace těchto rizikových prvků v kořenech ve srovnání s nadzemními orgány rostlin (Domažlická 1991, Antonkiewicz et al., 2004). Ale například Tlustoš et al. (1998) uvádějí u špenátu a ředkvičky vyšší koncentraci kadmia v listech než v kořenech.

ZÁVĚR

Vyšší obsah těžkých kovů v půdě statisticky neprůkazně snižoval výnos biomasy.

Se zvyšující se koncentrací těžkých kovů v půdě se zvyšoval i jejich obsah v biomase rostlin. V nadzemní biomase byl obsah těžkých kovů nižší než v kořenech.

Příspěvek byl vypracován za finanční podpory projektu Eureka E! 2567 (PHYTOCUT): Fytoremediace organických a anorganických polutantů s využitím vybraných dřevin a zemědělských plodin

LITERATURA

- Antonkiewicz, J., Jasiewicz, Cz., Ryant, P. (2004): The use of heavy metal accumulating plants for detoxication of chemically polluted soils. Acta univ.agric. et silvic. Mendel. Brun., LII, 1: 113-120.
- Domažlická, E. (1991): Kontaminace rostlin kadmíem, olovem a rtutí. In: Cibulka, J. a kol.: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Praha, Academia, 75-121.
- Tlustoš, P., Pavlíková, J., Balík, J., Száková, A., Hanč, A., Balíková, M. (1998): The accumulation of arsenic and cadmium in plants and their distribution. Rost. Výr., 44: 463-469.

DEGRADACE AGROCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ KAMBIZEMÍ V OBLASTI ŠUMAVY

Agrochemical Properties Degradation of Cambisols in Šumava Region

J. HORÁČEK, L. KOLÁŘ, R. LEDVINA, V. ČECHOVÁ, J. HŘEBEČKOVÁ

*Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Studentská 13,
370 05 České Budějovice, e-mail: horacek@zf.jcu.cz*

Abstrakt

Půdy horských a podhorských oblastí se okyselují rychleji než půdy nížin, a tím je snižována i jejich mikrobiální aktivita. Následkem toho dochází k hromadění organické hmoty, která prosycením soly R_2O_3 ztrácí schopnost transformace i v zlepšených mikrobiálních podmínkách. V půdách stoupá C_{org} , klesá stupeň humifikace S_H a zhoršuje se poměr HK : FK. Obsah vodorozpustného uhlíku C_{vod} (ve výluhu 0,01 M $CaCl_2$) je obecně velmi nízký, obsah aktivního organického uhlíku C_{hws} v procentickém vyjádření celkového C_{org} půdy je naopak zřetelně vysoký. Příčinou je vysoký podíl mobilního železa a hliníku, vysoká eluce půdy a nízké pH těchto půd. Přes značný pokles spotřeby vápenatých hmot v českém zemědělství (v roce 1988 bylo aplikováno 2 659 000 t, v roce 1998 jen 240 000 t) průměrné pH orných půd i půd pod trvalými travními porosty celé České republiky v období agrotechnického zkoušení půd 1990 – 1992 a 1993 – 1998 se příliš nezměnilo. Zcela markantní je však pokles pH v okresech s převažujícími podhorskými a horskými polohami. Na příkladu půd okresu Český Krumlov je doloženo, že pravděpodobnou příčinou je zvýšená eluce vápníku z šumavských leptosolů, kambisolů a podzosolů a navíc agresivita fulvokyselin stagnosolů a gleysolů pod trvalými travními porosty.

Klíčová slova: organická půdní hmota; humus; poměr HK : FK; horkou vodou extrahovatelný uhlík; biologická aktivita půdy; půdní kyselost, přístupný vápník

Abstract

Quick acidification and thus decreased microbial activity in soils of mountain and submontane regions result in deceleration of transformation processes of primary organic matter, mineralization and humification. Consequently, organic matter accumulates in soils, and being penetrated with R_2O_3 sols, it loses its transformation ability even under improved microbial conditions. In soils, total organic carbon (C_{org}) goes up, level of humification (S_H) does down, HK : FK ratio is getting worse. Water soluble carbon content (C_{vod}) is commonly very low, active organic carbon (C_{hws}), expressed in percentage of total C_{org} of the soil, on the contrary, is distinctly high. It is caused by low pH of these soils, high share of mobile iron and aluminum, and high elution of the soil. Though the consumption of liming materials in Czech agriculture is decreasing rapidly (2 659 000 t was applied in 1988, 240 000 t only was applied in 1998), the average pH of arable soils and soils of meadows and pastures of the whole Czech Republic has not changed during the 1990 – 1992 and 1993 – 1998 periods of agrochemical soil testing. But in districts with predominant submontane and mountain areas the decrease of pH is marked. Using the example of soils of the Český Krumlov district, we have proved, that an increased elution of calcium from Leptosols, Cambisols and Podzols of Šumava, together with aggressivity of fulvic acids of Stagnosols and Gleysols of meadows and pastures, are the probable cause.

Key words: soil acidity; soil organic matter; humus; HK : FK ratio; hot water soluble carbon; microbiological activity;

ÚVOD

Na počátku šedesátých let byly v České republice plošné podíly orných půd zařazených do jednotlivých kategorií půdní reakce poměrně vyrovnané. Velmi nízká spotřeba vápenatých hnojiv a silný vliv okyselujících faktorů vedl k postupnému nárůstu kyselých půd. Za deset let, do roku 1975, se podíl kyselých půd zvýšil celostátně téměř o 7 % a teprve od poloviny osmdesátých let dochází k markantnějšímu poklesu ploch s nepříznivou půdní reakcí, díky výraznému nárůstu spotřeby vápenatých hnojiv, který okyselování půd zastavil (Trávník 1996). Od roku 1990 do roku 1995 poklesla v ČR spotřeba vápna z 510 000 t na 99 000 t, vápence z 1 585 000 t na 209 000 t, dolomitu z 306 000 t na 7 000 t a struska v množství 244 000 t se přestala od r. 1991 používat vůbec (Mezuliánik 1996), a tím se znovu obnovily podmínky pro okyselování půd.

Nepříznivá půdní reakce obecně snižuje příjem živin rostlinami při současném vyšším vymývání živin z půdy a rentabilita hnojení pak klesá. V kyselé půdě jsou decimovány půdní mikroorganismy, které se účastní transformace půdní organické hmoty. Dochází k její pomalejší mineralizaci i humifikaci a kromě toho při humifikaci vznikají převážně silně kyselé fulvokyseliny, které proces acidifikace půdy ještě zesilují (Ledvina a kol. 2000).

Půdní organickou hmotu je však nutno blíže specifikovat a použít alespoň základní rozdělení na primární organickou hmotu a humus. Obě kategorie mají rozdílné vlastnosti. Primární organická hmota má minimální ionto-výměnnou kapacitu, transformuje v procesech mineralizace a humifikace, je zdrojem energie pro půdní mikroorganismy (Kolář 1997). Humus má vysokou ionto-výměnnou kapacitu, ale zdrojem energie pro půdní mikroorganismy není, protože transformuje zcela minimálně, a např. poločas rozkladu huminových kyselin se odhaduje na 5000 – 6000 let. Pro půdní úrodnost je tedy důležitá i primární organická hmota, i humus. Poměr mezi nimi určuje stupeň humifikace S_H (Horáček 1995, Kolář 1999). Primární organická hmota v půdě má však různou schopnost transformace (Kolář 1984, Horáček a kol., 2004), a proto je vhodné půdní organickou hmotu rozlišovat od „reprodukčně účinné organické hmoty“ a dále rozlišovat inertní a rozložitelnou část půdní organické hmoty, vyjádřenou jako podíl organického uhlíku C_{org} (Kubát, Klír 1999) a část půdní organické hmoty v podmínkách dynamické rovnováhy, která se během jedné vegetační sezóny transformuje, vyjádřit jako „aktivní organický uhlík“, který lze experimentálně odvodit z hodnoty C_{hws} , (hot water soluble carbon), tj. horkou vodou extrahovatelného uhlíku (Weigel et al., 1990). Kladný vliv organického a minerálního hnojení na obsah C_{org} je větší na lehkých a méně vyvinutých půdách, ve výše položených lokalitách. Stabilita půdní organické hmoty je vysoká na černozemi a hnědozemi a klesá v pedo- a klimasekvenci směrem k podzolu (Horáček 1995, Kubát, Klír 1999).

MATERIÁL A METODY

Srovnávací studie samotné půdní reakce byla provedena s využitím materiálů Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně (Trávník a kol., 1997, 1999) o změnách půdní reakce a obsahu přístupného vápníku orných půd a půd pod trvalými travními porosty v období 1990 – 1992 a 1993 – 1998. Studii jsme doplnili vyhodnocením změn poměru HK : FK v období let 1980 – 1999 v lokalitách vybraných půdních typů Šumavy v okrese Český Krumlov. Současně byl v těchto vzorcích stanoven obsah přístupného vápníku v roce 1999. Byly použity obvyklé metodické postupy (Zbiral 1995).

Pro posouzení agrochemických změn, při kterých jsme se soustředili především na organickou hmotu a mikrobiální aktivitu půdy byly vytvořeny dvě skupiny půdních vzorků. První skupina je tvořena půdními vzorky z horských a podhorských poloh, druhá skupina jsou půdní vzorky z úrodných oblastí okresu České Budějovice, které slouží jako srovnávací standard. Abychom vyloučili vliv kultury a hnojení, všechny vzorky jsou z půd pod trvalými travními porosty, které nebyly nejméně 10 let hnojeny ani vápněny. Vzorky půd byly odebrány z hloubky 5 – 30 cm, usušeny na vzduchu, prosáté 2 mm sítí, prosev desintegrován a prosát 0,25 mm sítí pro frakcionaci humusu. Záměrně nebyl odebírána pouze humusový horizont. Celkový organický uhlík C_{org} ve vzorcích byl stanoven obvyklou metodou podle Tjurina (Hraško 1962) zmodernizovanou potenciometrickou indikací bodu ekvivalence na automatickém titrátoru DL 50 (Mettler-Tolledo). Vodorozpuštěný uhlík C_{vod} byl stanoven podle Vaňka et al. (1997).

Aktivní organický uhlík C_{hws} byl stanoven podle Körschense et al. (1990). Frakcionace humusových kyselin byla provedena klasickou metodou (Hraško 1962) s úpravami dle Horáčka (1995). Stupeň humifikace byl vypočítán ze vztahu: $S_H = [(C_{HK} + C_{FK}):C_{org}].100$

Ionto-výměnná kapacita T byla stanovena konduktometricky podle Sandhoffa (Hraško 1962). Úroveň mikrobiální aktivity půdních vzorků byla hodnocena v čerstvých odběrech metodou stanovení basální respirace podle Apfelthalera (1994) stanovením produkce CO_2 ze 100 g vzorku při $28^\circ C$ v období 4 – 7 dnů inkubace a měřením počáteční respirace v období prvních 1 – 3 dnů. Na množství půdních mikroorganismů bylo usuzováno z přírůstku horkou vodou vyluhovaného uhlíku C_{hws} buněčné protoplazmy mikroorganismů po rozrušení jejich buněčných blan chloroformem metodou podle Vance et al. (1987). Tento uhlík označujeme C_{mic} .

Vyčíslením poměru uhlíku basální respirace mikrobiálních společenstev a uhlíku biomasy mikroorganismů byl získán index biologické aktivity půdy podle Hendrixe (1989) H_{BAP} .

Respirační testy byly doplněny 35 denní dlouhodobou inkubací podle Klimanka (1995). Hluboce zmrazené půdní vzorky byly týden uloženy při teplotě $4^\circ C$, pak adjustovány 48 hodin při teplotě $20^\circ C$ a úpravě obsahu vody na 60 % jejich vodní kapacity. Každá analýza byla 5x opakována se vzorky se 100 g sušiny (při $105^\circ C$). Inkubace stejně vlhkých vzorků byla provedena 35 dnů při teplotě $25^\circ C$. Množství vyprodukovaného CO_2 bylo zjištěno absorbcí v 1 N NaOH a titrací 0,2 N HCl po sražení CO_3^{2-} jako $BaCO_3$ chloridem barnatým na fenolftalein.

Výsledky byly zpracovány pomocí programu Statistica (StatSoft, Inc).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Výsledky ÚKZÚZ Brno v tab. 1 dokazují změnou procentického zastoupení půd v kategoriích A a B (extrémně kyselé a silně kyselé půdy), že k nejsilnějšímu a zároveň nejrychlejšímu okyselení orných půd došlo v jihočeském regionu a k okyselení půd pod trvalými travními porosty v západočeském regionu.

Tab. 1 *Procentické zastoupení půd podle kategorie půdní kyselosti a jeho změny ve vzorcích orných půd a půd pod trvalými travními porosty ve srovnávacím období 1990 – 1992 a 1993 – 1998 podle ÚKZÚZ Brno*

Region		Orná půda				Trvalé travní porosty			
		A	B	C	D	A	B	C	D
Jihočeský	1990 – 92	2,08	6,52	13,54	45,04	5,43	10,40	14,14	36,03
	1993 – 98	2,79	9,12	16,78	53,52	7,01	12,62	15,78	43,89
	Rozdíl ⁴⁾	0,71	2,60	3,24	8,48	1,58	2,22	1,64	7,86
Středočeský	1990 – 92	1,05	3,56	7,61	30,05	4,68	10,47	14,36	40,41
	1993 – 98	1,56	3,79	8,58	34,69	5,12	10,26	16,17	49,26
	Rozdíl	0,51	0,23	0,97	4,64	0,44	-0,21	1,81	8,85
Západočeský	1990 – 92	1,32	6,48	16,01	53,56	4,87	9,21	16,33	48,58
	1993 – 98	1,93	7,38	17,07	59,43	10,34	11,91	18,56	43,15
	Rozdíl	0,61	0,90	1,06	5,87	5,47	2,70	2,23	-5,43
Východočeský	1990 – 92	0,96	3,10	9,00	44,10	7,20	8,50	13,10	40,73
	1993 – 98	1,37	3,67	9,26	46,35	7,13	8,56	14,47	45,09
	Rozdíl	0,41	0,57	0,26	2,25	-0,07	0,06	1,37	4,36
Česká republika	1990 – 92	1,23	4,20	9,69	36,27	6,82	10,74	14,48	37,14
	1993 – 98	1,47	4,78	10,63	40,03	7,15	10,98	15,97	42,49
	Rozdíl	0,24	0,58	0,94	3,76	0,33	0,24	1,49	5,35

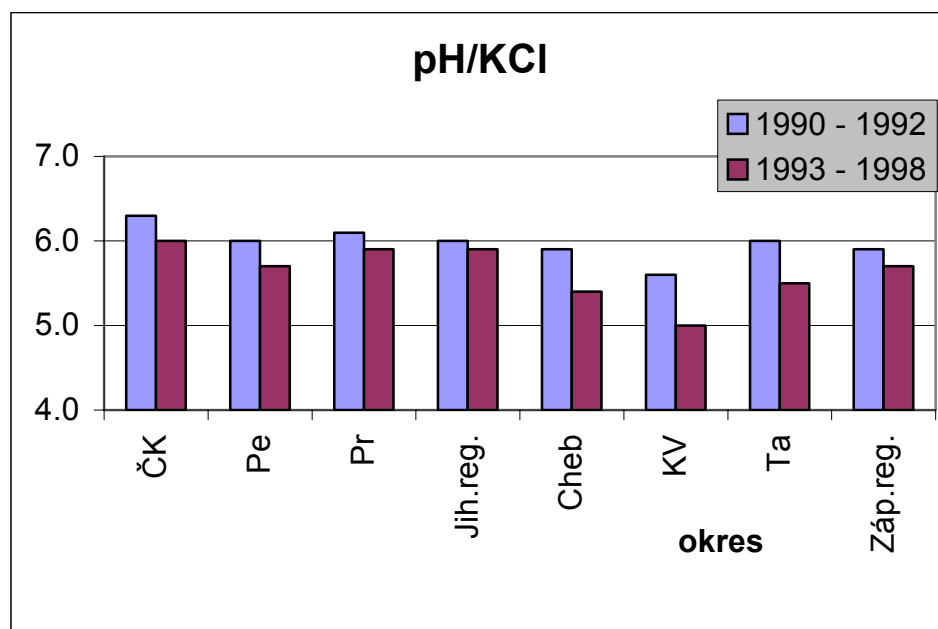
Změna podílu půd v těchto kategoriích v jihočeském regionu se zvýšila 3 – 4 x proti průměru České republiky a změna podílu půd těchto kategorií pod trvalými travními porosty je dokonce 15 – 20 x vyšší, což při relativně krátkém časovém intervalu 3 – 6 let je výsledek zářející, i když v průměru ČR jsme se změnami půdního pH jinak spokojeni.

Změny pH/KCl se často dávají do souvislosti s elucí vápníku a překvapivě malé okyselení půd v celé České republice se vysvětluje dvěma příčinami: sníženým okyselovacím efektem aplikovaných

průmyslových hnojiv, hlavně dusíkatých, protože v současnosti používá čs. zemědělství jen 30,75 % čistých živin NPK proti stavu hnojení v roce 1987. Další příčinou je podle některých autorů dostatečná zásoba půdního vápníku, který se stále uvolňuje z hrubě mletých vápenců, aplikovaných v dobách vysoké intenzity vápnění – do roku 1990 (Trávník a kol., 1999). V grafu 1 je vidět, že na okrese Pelhřimov došlo k poměrně rychlému okyselení půd a obsah přístupného vápníku se v těchto půdách dokonce zvýšil, i když je nutno vidět, že jeho celkové množství v těchto půdách je v průměru nižší.

Z grafů však lze jednoznačně vyvodit závěr, že okresy s podhorskými a horskými polohami významně ovlivňují úroveň rychlého okyselování půd vzhledem k celým regionům a že v půdách těchto okresů dochází k úbytku výměnného vápníku. Zvláště je to markantní v půdách pod trvalými travními porosty. V okresech Cheb je úbytek přístupného vápníku zhruba trojnásobný a v okrese Karlovy Vary dokonce pětinasobný vzhledem k ztrátě vápníku celého západočeského regionu (graf č. 2). Uvážíme-li krátkou dobu, za kterou k této změně došlo, je zřejmé, že obecný optimismus z malých změn půdní kyselosti v celé ČR není na místě.

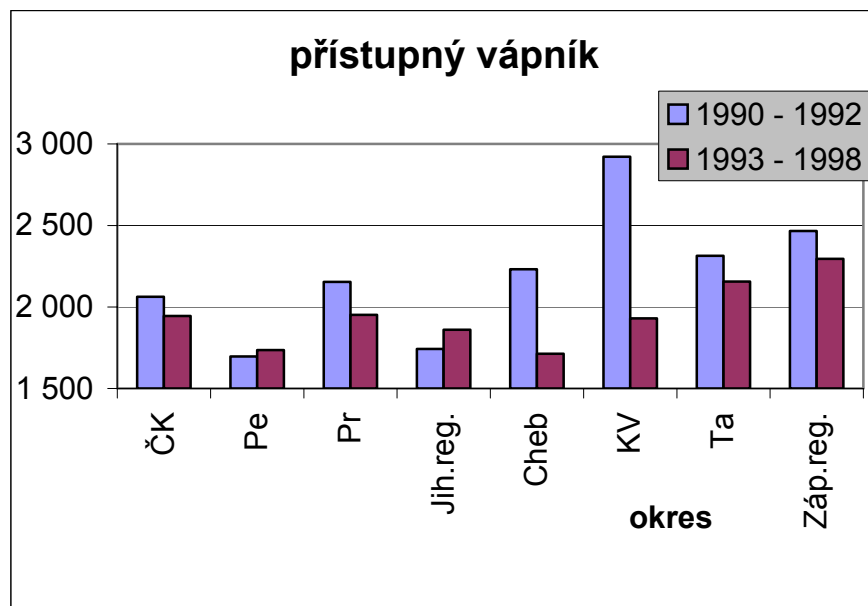
Graf 1 *Průměrné hodnoty pH/KCl v orných půdách jihočeského regionu a v půdách pod trvalými travními porosty západočeského regionu ve srovnávacím období 1990 – 1992 a 1993 – 1998 podle ÚKZÚZ Brno*



Přehled vybraných agrochemických vlastností podávají výsledky v tabulkách 2 a 3. Jejich srovnáním zcela zřetelně vyplývá, že čím horší je agrochemická kvalita půdy ve skupině půd horských a podhorských oblastí, tím je obsah organického uhlíku C_{org} v půdě vyšší, stupeň humifikace S_H nižší, poměr HK : FK nižší, vodorozpustný uhlík C_{vod} nižší a naopak obsah aktivního organického uhlíku C_{hws} vyšší. Průměr hodnot frakcí půdního uhlíku ve srovnávací skupině se však podstatně liší od průměrů těchto hodnot ve skupině půd horských a podhorských oblastí. Výsledky tedy jednoznačně potvrdily, že půdy horských a podhorských oblastí i při relativním přebytku C_{org} mají nedostatek humusu a navíc tento humus je nízkomolekulární, nekvalitní, s převahou fulvokyselin.

Pokles vodorozpustného uhlíku C_{vod} ve skupině půd horských a podhorských oblastí vysvětlujeme elučními procesy v humidním klimatu a charakteru zrnitosti těchto půd. Důležitou otázkou však zůstává, proč v těchto podmínkách nalézáme vysoké hodnoty aktivního organického uhlíku C_{hws} , a otázka, proč uhlíkaté zdroje této kategorie uhlíku nereagují v humifikačních procesech a nezlepší tak množství a kvalitu humusu těchto půd a jestliže humifikace je z nějakých důvodů inhibována, proč nereagují alespoň v mineralizaci. Vždyť C_{hws} indikuje aktivní frakci půdního uhlíku, která je charakterizována jako „rozložitelná“. Schulz (1997) dokonce kalkuluje vztah mezi rozložitelným uhlíkem v půdě C_{dec} a C_{hws} rovnicí: $C_{dec} = 15 C_{hws}$

Graf 2 Průměrné hodnoty přístupného vápníku (mg.kg^{-1}) v orných půdách jihočeského regionu a v půdách pod trvalými travními porosty západočeského regionu ve srovnávacím období 1990 – 1992 a 1993 – 1998 podle ÚKZÚZ Brno



Tab. 2 Charakteristika půdní organické hmoty půdních vzorků podhorských a horských oblastí Šumavy (okres Český Krumlov a Prachatice) a intervaly spolehlivosti pro $(1 - \alpha) = 0,95$

Č. skupiny vzorků	C_{org} (%)	HK : FK	St. humifikace S_H (%)	C_{hws} (mg.kg^{-1})	$C_{\text{hws}}/C_{\text{org}} \cdot 100$	C_{vod} (mg.kg^{-1})	$C_{\text{vod}}/C_{\text{org}} \cdot 100$
1	$1,7 \pm 0,4$	0,9	20,6	231 ± 58	1,36	130 ± 70	0,8
2	$5,2 \pm 1,2$	0,4	14,0	$1\,705 \pm 320$	3,28	50 ± 20	0,1
3	$3,6 \pm 0,8$	0,5	12,3	864 ± 251	2,40	80 ± 40	0,2
4	$4,8 \pm 0,9$	0,3	10,2	$1\,934 \pm 583$	4,03	70 ± 35	0,1
5	$2,8 \pm 0,6$	0,5	9,4	546 ± 142	1,95	95 ± 40	0,3
6	$1,5 \pm 0,3$	0,8	11,7	430 ± 107	2,87	90 ± 40	0,6
7	$1,4 \pm 0,3$	0,7	22,7	524 ± 134	3,74	40 ± 25	0,3
8	$2,9 \pm 0,5$	0,3	13,9	$1\,206 \pm 307$	4,16	40 ± 20	0,1
9	$4,0 \pm 0,9$	0,4	12,1	$2\,920 \pm 851$	7,30	30 ± 20	0,07
10	$3,2 \pm 0,8$	0,4	13,0	931 ± 254	2,91	50 ± 25	0,1
11	$6,9 \pm 1,5$	0,2	8,6	$4\,678 \pm 1\,509$	6,78	35 ± 15	0,05
Průměr	$3,45 \pm$	0,49	13,5	$1\,452 \pm 410$	3,70	65 ± 32	0,25

Vysvětlení jsme našli jedině v ověření hypotézy, že frakce C_{hws} je sice i v půdách Šumavy extrahovatelná horkou vodou, ale na rozdíl od C_{hws} běžných půd je mikrobiálně nerozložitelná. Prověřovali jsme tedy tuto myšlenku a zjistili jsme, že pokles mikrobiální aktivity vzorků půd horských a podhorských oblastí Šumavy je zcela evidentní podle nízkých hodnot počáteční (1 – 3 dny) a basální (4 – 7) respirace i 35 denní respirace při dlouhodobé inkubaci (tab. č. 4 a 5). Domníváme se, že neobvyklou mikrobiální nerozložitelnost frakce uhlíkatých zdrojů, charakterizovaných C_{hws} , působí mumifikace půdní organické hmoty půd Šumavy soly železa a hliníku, na kterou už upozornil Kolář (1984).

Tab. 3 Charakteristika půdní organické hmoty srovnávací skupiny půdních vzorků úrodných vrchovinných oblastí okresu České Budějovice a Třeboň a intervaly spolehlivosti pro $(1 - \alpha) = 0,95$

Č. skupiny vzorků	C _{org} (%)	HK : FK	St. humifikace S _H (%)	C _{hws} (mg.kg ⁻¹)	C _{hws} /C _{org} .100	C _{vod} (mg.kg ⁻¹)	C _{vod} /C _{org} .100
1 S	1,3 ± 0,3	0,8	18,6	254 ± 72	1,95	155 ± 80	1,2
2 S	1,5 ± 0,3	1,0	24,2	313 ± 84	2,08	170 ± 80	1,1
3 S	1,4 ± 0,3	0,7	16,3	187 ± 48	1,33	140 ± 65	1,0
4 S	1,6 ± 0,3	0,8	15,1	196 ± 55	1,22	50 ± 25	0,3
5 S	1,2 ± 0,2	0,7	18,2	287 ± 89	2,39	70 ± 30	0,5
6 S	1,3 ± 0,4	1,1	31,6	398 ± 112	3,06	125 ± 60	0,9
7 S	1,6 ± 0,4	0,8	17,7	212 ± 62	1,32	90 ± 40	0,6
8 S	1,4 ± 0,3	0,9	19,7	346 ± 94	2,47	165 ± 75	1,2
9 S	1,4 ± 0,4	0,7	14,2	201 ± 57	1,43	80 ± 35	0,6
10 S	1,2 ± 0,3	1,0	28,4	480 ± 139	4,00	180 ± 85	1,5
Průměr	1,39 ± 0,3	0,85	20,4	287 ± 81	2,12	120 ± 58	0,9

Tab. 4 Charakteristika mikrobiální aktivity půdních vzorků podhorských a horských oblastí Šumavy (okres Český Krumlov a Prachatice) a intervaly spolehlivosti pro $(1 - \alpha) = 0,95$

Č. skupiny vzorků	Počáteční respirace [1 – 3 dny] mgC.(kg suš.den) ⁻¹	Bazální respirace [4 – 7 dnů] mgC.(kg suš.den) ⁻¹	Dlouhodobá respirace [1 – 35 dnů] mgC.(kg suš.den) ⁻¹	C _{mic} (mg.kg ⁻¹)	H _{BAP} .10 ³
1	9,8	7,9 ± 2,6	4,2 ± 1,1	510 ± 240	15,5
2	3,3	2,9 ± 0,9	1,7 ± 0,5	245 ± 120	11,8
3	5,7	4,1 ± 1,3	2,9 ± 0,9	107 ± 50	38,3
4	2,9	2,7 ± 0,9	1,4 ± 0,5	88 ± 48	30,7
5	13,2	10,1 ± 3,2	7,0 ± 1,9	496 ± 235	20,4
6	11,4	9,3 ± 3,0	6,4 ± 1,8	402 ± 230	23,1
7	20,6	15,6 ± 4,7	9,1 ± 3,0	794 ± 400	19,6
8	17,2	14,1 ± 4,5	10,3 ± 3,1	695 ± 383	20,3
9	2,4	2,2 ± 0,7	1,8 ± 0,7	187 ± 105	11,8
10	15,3	12,0 ± 3,9	8,8 ± 2,6	558 ± 246	21,5
11	3,4	3,1 ± 1,1	2,0 ± 0,7	112 ± 59	27,7
Průměr	9,6	7,6 ± 2,4	5,1 ± 1,53	381 ± 192	21,9

Tyto závěry potvrzují i výsledky stanovení Hendrixova indexu biologické aktivity půdy H_{BAP}. Nedostatek rozložitelného energetického substrátu a nepříznivé podmínky (nízké pH) pro mikrobiální činnost vedou nejen k snížení basální respirace, ale i uhlíku biomasy mikroorganismů C_{mic} a proto index H_{BAP} neklesá tak dramaticky, jak by se podle ostatních parametrů nejhorších půd ze sledovaného souboru dalo předpokládat. H_{BAP} v těchto podmínkách tedy není spolehlivým ukazatelem biologické aktivity půdy.

Tab. 5 Charakteristika mikrobiální aktivity srovnávací skupiny půdních vzorků úrodných vrchovinných oblastí okresu České Budějovice a Třeboň a intervaly spolehlivosti pro $(1 - \alpha) = 0,95$

Č. skupiny vzorků	Počáteční respirace [1 – 3 dny] $\text{mgC.}(\text{kg suš.den})^{-1}$	Bazální respirace [4 – 7 dnů] $\text{mgC.}(\text{kg suš.den})^{-1}$	Dlouhodobá respirace [1 – 35 dnů] $\text{mgC.}(\text{kg suš.den})^{-1}$	C_{mic} (mg.kg^{-1})	$H_{\text{BAP}} \cdot 10^3$
1 S	16,4	$12,3 \pm 3,9$	$7,4 \pm 2,2$	890 ± 410	13,8
2 S	13,2	$10,5 \pm 3,2$	$6,8 \pm 2,0$	805 ± 401	13,0
3 S	24,5	$18,7 \pm 5,0$	$9,3 \pm 3,0$	950 ± 503	19,7
4 S	30,1	$21,4 \pm 6,3$	$10,7 \pm 3,3$	740 ± 380	28,9
5 S	21,4	$16,2 \pm 4,8$	$9,9 \pm 3,3$	1120 ± 565	14,5
6 S	13,8	$10,1 \pm 3,1$	$8,1 \pm 3,0$	864 ± 415	11,7
7 S	17,2	$13,7 \pm 4,5$	$8,0 \pm 2,6$	621 ± 300	22,1
8 S	24,8	$20,2 \pm 6,3$	$11,4 \pm 3,1$	694 ± 285	29,1
9 S	12,0	$8,5 \pm 2,5$	$5,1 \pm 1,7$	564 ± 228	15,1
10 S	8,1	$5,6 \pm 1,7$	$3,9 \pm 1,0$	438 ± 201	12,8
Průměr	18,1	$13,7 \pm 4,1$	$8,1 \pm 2,5$	739 ± 369	18,1

ZÁVĚR

Okresy s podhorskými a horskými polohami významně ovlivňují úroveň rychlého okyselování půd vzhledem k celým regionům a v půdách těchto okresů dochází k úbytku výměnného vápníku. Zvláště je to markantní v půdách pod trvalými travními porosty.

Snížení množství humusu a jeho zhoršená kvalita v půdních vzorcích půd horských a podhorských oblastí proti srovnávací skupině vzorků půd úrodných vrchovinných oblastí okresu Č. Budějovice se podílí i na zhoršení půdní reakce.

Dále bylo zjištěno, že hodnoty celkového uhlíku C_{org} a aktivního organického uhlíku C_{hws} jsou relativně vyšší, naopak obsah vodorozpuštěného uhlíku C_{vod} , stupeň humifikace S_{H} a poměr HK : FK je výrazně nižší. Je to způsobeno tím, že v humidním prostředí vyšších poloh je C_{vod} eluován z půd, snížená mikrobiální aktivita naopak vede k hromadění C_{org} i C_{hws} . Jev je způsoben nízkým pH půd, při kterém se zřejmě uplatňuje mikrobicidní účinek $\text{solu R}_2\text{O}_3$ v půdním roztoku.

Lze shrnout, že agrochemická degradace půd vyšších poloh Šumavy je zřetelnější a rychlejší, než půd v nižších oblastech regionu.

Zjištěné výsledky byly získány s finanční podporou grantu MŠMT, id. kód: CEZ: J 06/98:122200002.

LITERATURA

- Apfelthaler, R.: Metody k určení kvality a kvantity půdní organické hmoty a biologické aktivity půdy. Zprávy VÚRV Praha – Ruzyně, 1994, 19.
- Hendrix, P. F., Beare, M. H., Cheng, W., Parmelee, R. W., Coleman, D. C., Horáček, J.: Studie vlastností a přeměn organické hmoty v půdě. Docentská habilitační práce, ZF JU v Českých Budějovicích, 1995, 218 s.
- Horáček, J., Kolář, L., Ledvina, R., Čechová, V., Hřebečková, J.: Ovlivnění transformace půdní organické hmoty, Agregion 2004, ZF JU v Č. Budějovicích (v tisku).
- Hraško, J.: Rozbory pôd. SVPL Bratislava, 1962, 342 s.
- Klimanek, E. M.: Messung der CO_2 – Freisetzung aus Bodenproben von Laborinkubationsversuchen im Gaskreislaufverfahren. Agriobiol. Research, 47, 1995, 3-4, 280-283.
- Kolář, L.: Agrochemické zvláštnosti ovlivňující soustavu hnojení v oblasti Šumavy. Doktorská disertační práce, VŠZ Praha, 1984, 290 s.
- Kolář, L.: Úloha organické hmoty v půdě. Sborník z konference „Úloha organických hnojiv v současném zemědělství“, ČZU Praha, 1997, ISBN 80-213-0342-5, 26-30.
- Körschens, M., Schulz, E., Behm, R.: Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zbl. Mikrobiologie, Jena, 145 (4), 1990, 305-311.
- Kubát, J., Klír, J.: Nové pohledy na bilanci organických látek v půdě. Sborník z mezinárodní konference „Racionální použití hnojiv“, ČZU Praha, 1999, ISBN 80-213-0560-6, 32-37.

- Ledvina, R., Kolář, L., Kužel, S., Šindelářová, M.: Vývoj změn půdní reakce půd horských a podhorských oblastí ve srovnání s průměrem České republiky. Sborník ZF JU v Č. Budějovicích, 17/2000, ř. fyto, 65-69, ISSN 1212-0731.
- Mezulianik, M.: Spotřeba vápenatých hnojiv v ČR. Sborník z konference „Racionální použití průmyslových hnojiv“, KAVR ČZU Praha, 1996: 27-30.
- Schulz, E.: Charakterisierung der organischen Bodensubstanz nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Arch. Acker - Pfl. Boden, 41, 1997, 465-483.
- Trávník, K.: Vývoj pH a obsahu vápníku a hořčíku v půdě. Sborník z konference „Racionální použití průmyslových hnojiv“, KAVR ČZU Praha, 1996: 22-26.
- Trávník, K., Čermák, P., Sušil, A.: Kontrola úrodnosti půdy 1993 - 1995. ÚKZÚZ Brno, 1997, 119 s.
- Trávník, K., Čermák, P., Sušil, A.: Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1990-1992 a 1993-1998. ISBN 80-86051-45-5, ÚKZÚZ Brno, 1999, 84 s.
- Vaněk, V., Němeček, R., Najmanová, J., Mrkvička, J.: Vliv způsobu hospodaření, hnojení a úpravy vzorků zemin na obsah rozpustného uhlíku. Sborník z konference „Úloha organických hnojiv v současném zemědělství“, ČZU Praha, 1997, ISBN 80-213-0342-5, 75-80.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S.: An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. Soil Biol. Biochem., 19, 1987, 703-707.
- Zbiral, J.: Analýza půd I a II. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 1995.

ENVIRONMENTÁLNO-GEOCHEMICKÝ PRIESKUM PÔD ŠIRŠIEHO OKOLIA LOŽÍSK PEZINOK – PERNEK V MALÝCH KARPATOCH

Environmental-geochemical Soil Survey of the Surrounding Deposits Pezinok – Pernek in Male Karpaty Mts.

Ľubomír JURKOVIČ, Jozef VESELSKÝ, Marek KOHÚT, Michal JAJCAJ
*Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochémie,
Mlynská dolina, 842 15 Bratislava 4, e-mail: jurkovic@fns.uniba.sk*

Abstrakt

Chemická analýza sledovaných toxických prvkov – As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Zn ukazuje citelnú variabilitu pôdných vzoriek. Anomália obsahu prvkov v pôdach bola spôsobená nielen denudáciou z mineralizácie rudných ložísk, ale je tiež výsledkom antropogénnych aktivít (ťažba, úprava a spracovanie) v niektorých častiach študovaného územia Malých Karpát. Niektoré študované prvky (hlavne As, Sb, Cu, Zn, Pb) sa testovali na významnosť akumulácie a vytvorenie geochemickej anomálie v širokom pásme dolnej časti Hrubej Cajlanskej doliny ako aj Pezinku. V severovýchodnej časti Národnej rezervácie Šúr pri Svätom Juri boli zistené podobné vysoké obsahy, zvlášť As a Sb.

Kľúčové slová: pôda, environmentálno-geochemický prieskum, rudné ložisko

Abstract

Chemical analysis of observed toxic elements - As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Zn - show their sensible variance in soil samples. The anomaly contents of elements in soils were caused not only by denudation from ore mineralization and deposits but they are also result of anthropogenic activities (mining, dressing and manufacturing activities) in some section of studied area of Malé Karpaty Mts. Some of the studied elements (mainly As, Sb, Cu, Zn, Pb) testify meaning tendency to accumulation and creation geochemical anomaly of large range in down part of Hrubá Cajlanská valley as far as Pezinok. There were detected similar high contents, especially of As and Sb, in to north-east part of „National reservation Šúr“ near Svätý Jur.

Key words: soil, environmental-geochemical survey, ore deposit

ÚVOD

Oblasť Malých Karpát je často cieľom geochemických štúdií. V posledných rokoch sa v oblasti Malých Karpát realizovalo viacero projektov zameraných na štúdium distribúcie a mobility vybraných chemických prvkov a možných dopadov na kontamináciu jednotlivých zložiek životného prostredia, ktoré boli väčšinou zamerané na bezprostredné okolie Pezinka (napr. Letko a kol., 1992, Forgáč a Streško, 1995, Šucha a kol., 1996, Veselský a kol., 1996, 1998). Cieľom našej práce je podať informáciu o plošnej distribúcii vybraných ťažkých kovov v pôdach širšieho okolia ložísk Pezinok – Pernek. Na základe hodnotenia chemických analýz pôdných vzoriek z oblasti Malých Karpát a priľahlých podhorských zníženín je možné diskutovať do akej miery sa zúčastňujú rudné ložiská a mineralizácie v horninách Pezinsko-Perneckého regiónu na kontaminácii pôd regiónu. Dlhodobá denudácia hornín v horskej časti regiónu s výskytom mineralizácií a znosu tohto materiálu do podhorskej a nížinnej časti spôsobuje vznik tzv. druhotných prírodných anomálií. Ďalšia významná skutočnosť, ktorá ovplyvňuje distribúciu ťažkých kovov v regióne je, že ide o oblasť s tradičnou

intenzívnou ťažbou a úpravou rúd, ktorá tu prebiehala ešte v nedávnej minulosti. Nezanedbateľný vplyv na kvalitu chemických ukazovateľov v pôdach má aj blízka mestská aglomerácia Bratislavy. Odrazom týchto faktorov môžu byť antropogénne podmienené anomálne obsahy niektorých chemických prvkov.

Charakteristika predmetného územia

Dominantnú časť staropaleozoického kryštalinika Malých Karpát (Cambel, 1958; Bagdasarjan et al., 1982) tvoria granitoidné horniny bratislavského a modranského masívu. Toto staršie paleozoikum sa v zmysle novších autorov skladá z dvoch hlavných alpinotektonických segmentov (bratislavského a modranského), ktoré sú rozčlenené modranskou prešmykovou vrásovou zónou (Putiš, 1987). Novšie (Krist et al., 1992) sa v metamorfnom kryštaliniku tejto oblasti vyčleňujú štyri litologické skupiny: pernecká, pezinská, harmónska a dolianska. V horninách Pezinskej a Perneckej litologickej skupiny sa nachádza podstatná časť zo všetkých ložísk a mineralizácií kryštalinika Malých Karpát. V oblasti komplexu kryštalických bridlíc Malých Karpát boli vyčlenené (Cambel, 1959) 4 tzv. produktívne rudonosné zóny:

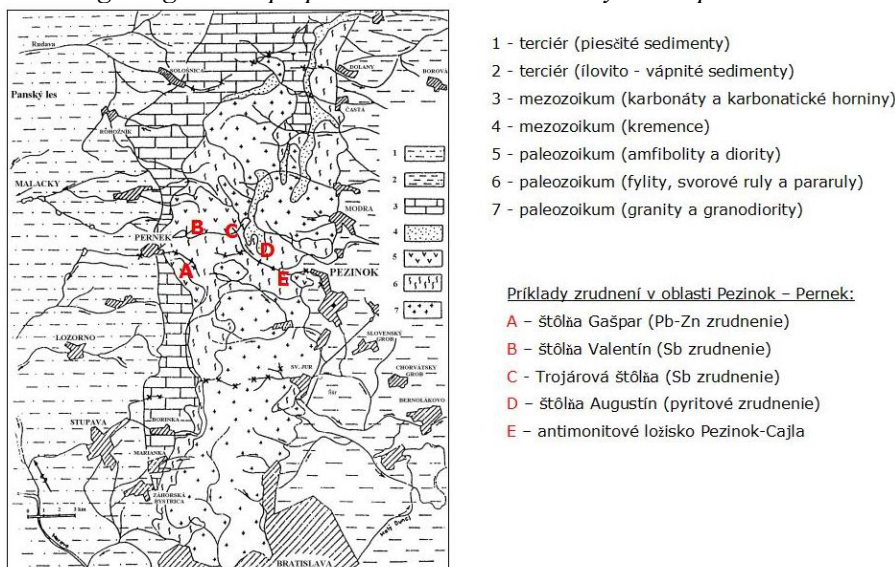
1. Pezinok – Kolársky vrch, po prerušení pokračuje na ložisko Turecký vrch;
2. Rýhová – Augustín – Karol, kde patrí i lokalita Trojárová;
3. Rybníček – Čertov kopec – Križnica;
4. Köberling – Skalnatá – Kuchynská dolina;

Podľa výsledkov výskumu vyplýva, že na ložiskách sa uplatnili dve hlavné a od seba geneticky odlišné typy mineralizácie (Cambel, 1959; Chovan et al., 1992):

- I. Metamorfovaná, primárne exhalačno-sedimentárna pyritová
- II. Hydrotermálna:
 1. molybdenitová v granitoidoch
 2. Cu-polymetalická s Ag: Cu-Pb, Ag, (Ni) a Pb-Zn
 3. Sb-Au: Au-sulfidická, Au-kremenná a antimonitová.

V minulosti sa ťažili pyritové rudy a hydrotermálna Sb-Au mineralizácia. Oba typy sú priestorovo viazané na tzv. produktívne zóny v komplexe kryštalických bridlíc medzi Pezinkom a Pernekom. Na ložisku Pezinok – Kolársky vrch sa uplatnili oba typy mineralizácie a vznikli dve na sebe naložené zrudnenia: – syngenetické pyrit-pyrotínové,
– Sb-Au zrudnenie hydrotermálneho pôvodu.

Obr. 1 *Schematická geologická mapa predmetného územia Malých Karpát*



METÓDA

Zisťovanie lokálneho alebo plošného rozsahu kontaminácie pôd v oblasti Malých Karpát sa riešilo odberom vzoriek pôd formou fixovaných profilov, t.j. na vybraných lokalitách. Vzorky pôd boli

odobrané odkopom v troch úrovniach a to zo subhorizontu A₀ z hĺbky 3 – 5 cm, z A-horizontu z hĺbky 5 – 20 cm a z B-horizontu z hĺbky 20 – 50 cm. V týchto úrovniach boli vždy vykonané aj merania magnetickej susceptibility pre stanovenie jej relatívneho vrchnohumusového (vrchnopôdneho) zvýšenia poukazujúceho na mieru znečistenia pôd ťažkými kovmi, najmä Hg a Pb (Đurža, 2003). Odobrané vzorky pôd (hmotnosť 2 – 3 kg) boli vysušené pri izbovej teplote v laboratóriu, následne boli homogenizované na jemný materiál. Materiál bol presitovaný, použila sa zrnitostná trieda < 0,125 µm. Stanovenie Hg sa robilo z ďalej nezjemňovaného materiálu. Pre stanovenie ďalších prvkov sa zrnitostná trieda < 0,125 µm zjemňovala na analytickú jemnosť. Analytické práce na stanovenie obsahov sledovaných chemických prvkov As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, V a Zn a tiež Mn a Fe boli robené metódami opísanými v práci Veselský a kol. (1996) v laboratóriách GÚ PRIF UK pod vedením Ing. Streška.

Štatistické spracovanie analytických dát bolo uskutočnené pomocou software MS Excel. Grafická vizualizácia plošnej distribúcie obsahov vybraných chemických prvkov je prezentovaná formou monoprvkových plošných (tzv. pixelových) máp. Analytické hodnoty vybraných prvkov pre každú vzorku (odberové miesto s presnými geografickými súradnicami) boli v prostredí software Mapinfo a Surfer pomocou nástroja SurfLink interpolované metódou IDW (Inverse Distance Weighting). Hranice geochemických (prírodných) resp. antropogénnych anomálií sa stanovili s ohľadom na limitné rizikové hodnoty pre pôdy, uvedené v [mg.kg⁻¹] – „A“ referenčné hodnoty rozhodnutia MP SR č. 531/1994-540 s príslušnou číselnou a farebnou škálou.

Pre zvýšenie hustoty odberových miest v predmetnom území sme doplnili databázu údajov o chemické analýzy z prác vykonaných v regióne z posledných rokov, z Geochemického atlasu pôd (Čurlík, Šefčík, 1999) a práce Đurina (1997).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky chemických analýz sledovaných rizikových látok poukazujú na značnú variabilitu získaných analytických hodnôt vybraných prvkov a odrážajú značnú kontamináciu spôsobenú znosom zvetralinového materiálu hornín a zrudnení z Pezinsko-perneckého kryštalinika. Týka sa to celej asociácie prvkov – As, Co, Ni, Cr, Cu, Sb a Zn, ktoré prejavujú miestami výraznú tendenciu akumulácie v pôdach JV podhorskej oblasti Malých Karpát.

Viacere prvky – Ni, Cu, Se – čiastočne aj Sb, As, Co, Cr, Zn, Pb v pôdach niektorých častí regiónu prakticky dosahujú alebo prekračujú A-limitné hodnoty, najmä tam, kde sú odrazom geologických podmienok (napr. prítomnosť tmavých bridlíc) alebo antropogénneho pôvodu – ako dôsledok banskej a ťažárskej činnosti. Sumárna štatistika pre jednotlivé horizonty pôd Malých Karpát je uvedená v tab. 1, 2, 3, 4. Vypočítané priemerné obsahy (resp. medián) u podstatnej väčšiny sledovaných prvkov v pôdach presahujú alebo sa v značnej miere nachádzajú v horných častiach rozpätí udávaných pre rôzne regióny sveta (Fergusson, 1990; Kabata-Pendias, Pendias, 1992). V prípade As (17,22 mg.kg⁻¹) a Sb (5,42 mg.kg⁻¹) stanovené priemerné koncentrácie v A-horizonte pôd Malých Karpát značne prekračujú odhadované priemery obsahu As pre pôdy sveta 5 mg.kg⁻¹, resp. Sb – 0,5 mg.kg⁻¹ (Reimann, Caritat, 1998).

Vyhodnotené analytické výsledky potvrdzujú, že prvky – As, Cu, Pb, Zn, Sb, Se – majú v pôdach tendenciu koncentrovať sa v A-horizonte. Je to ovplyvnené množstvom organických látok, resp. humusu, ale tiež aj množstvom ílových minerálov, sesquioxidov, prípadne fyzikálno-chemickými a ďalšími podmienkami v prostredí. V horských a lesných pôdach, hlavne v ich B-horizonte, sa spravidla koncentrujú Cr, Ni a Co. V subhorizonte A₀ sledovaných pôd v oblasti Malých Karpát bol zaznamenaný často zvýšený obsah Cd a Hg čiastočne i Pb, čo môže poukazovať na technogénny pôvod uvedených polutantov (hlavne Cd). Relatívne vrchnohumusové (vrchnopôdne) zvýšenia obsahu prvkov, ako miery povrchového znečistenia (Alloway, 1990) pôd týmito prvkami v uvedenej časti Malých Karpát, vykazujú dosť výraznú tendenciu zvyšovania obsahov na Z až SZ okraji Malých Karpát. Mohlo by to naznačovať aj hlavný smer prínosu polutantov do študovanej oblasti vzdušnými prúdmi Z až SZ smeru z priestorov významných aglomerácií. Výrazné zvýšenie obsahov As, Sb, ale aj Cu, Ni, Zn, Se a čiastočne aj Cr bolo zistené v dolnej časti Hrubej Cajlanskej doliny, ktorá zasahuje až po západný okraj mesta Pezinok.

Najvýraznejšie zvýšenie obsahov vykazujú As a Sb, ich priestorová distribúcia je takmer identická (obr. 2), plne odráža podobné geochemické vlastnosti týchto prvkov (obr. 3). *Arzén* má tendenciu

hromadiť sa v A-horizonte, pričom koncentrácie As sa pohybujú v rozpätí od 1,77 do 9 760 mg.kg⁻¹. Najvyššie obsahy sa zistili v Hrubej Cajlanskej doline, najmä od Sb-ložiska až po SZ okraj Pezinka. Arzén tu vytvára výraznú geochemickú anomáliu o dĺžke 4 km. Vysoký obsah tohto prvku sa potvrdil nielen v pôde, ale aj v aktívnych riečnych sedimentoch (Veselský a kol., 1996). Extrémne hodnoty As boli namerané v pôdach pod odkaliskom Rudných baní, avšak neboli zahrnuté do štatistického súboru (podobne aj pri Sb). Zvýšený obsah As sa zistil aj na mnohých iných miestach, z čoho najvyššie koncentrácie As od 1 200 do 1 800 mg.kg⁻¹ boli zistené na SV okraji Národnej prírodnej rezervácie Šúr pri Sv. Jure. Koncentrácie As v uvedených geochemických anomáliách sú z časti geogénneho (znos denudovaného materiálu) ale aj antropogénneho pôvodu (ťažba a úprava rúd v oblasti). Tieto obsahy vysoko presahujú aj „A“ referenčné hodnoty rozhodnutia MP SR č. 531/1994-540.

Antimón v zalesnej horskej oblasti má tendenciu hromadiť sa v A₀ horizonte a v podhorskej oblasti v A horizonte. Jeho koncentrácie sú variabilné a v pôde sa pohybujú od 0,03 do 5 900 mg.kg⁻¹. Najvyššie znečistenie pôdy ako aj riečnych sedimentov bolo zistené v dĺžke 4 km od ložiska Sb Pezinok až po SZ okraj Pezinka (Veselský a kol., 1996). Podobné extrémne hodnoty uvádzajú viaceré práce, z posledných napr. Jurkovičová (2004). Extrémne hodnoty obsahu Sb boli zaznamenané na niektorých ďalších miestach, avšak najvýznamnejšie bolo zistenie obsahov Sb (od 1 300 až do 1 800 mg.kg⁻¹) na SV okraji rezervácie Šúr, podobne ako to bolo pri As. U antimónu ide vlastne až o 1 800 násobné zvýšenie v porovnaní s udávanými priemerným obsahom tohto prvku v pôdach (Kabata-Pendias, Pendias, 1992).

Pre *med'* v pôdach Malých Karpát je charakteristické nahromadenie Cu hlavne v A- a čiastočne aj B-horizonte v porovnaní s A₀-subhorizontom. Vyššie koncentrácie Cu sú na JV svahoch pohoria, kde bola stanovená geochemická anomália nielen v pôdach, ale aj v aktívnych riečnych sedimentoch.

Olovo má koncentračné rozpätie 5,0 až 178,2 mg.kg⁻¹. Obsah Pb je v pôdnych horizontoch premenlivý, iba ojedinele prekračuje „A“ referenčnú hodnotu rozhodnutia MP SR č. 531/1994-540. Geogénne anomálie sa vyskytujú v blízkosti štôlne Gašpar v Perneckom potoku a v blízkosti Sb-ložiska Pezinok, čo môže byť odrazom Pb-Zn zrudnenia na západnom svahu Cajlanskej homoly. Zaujímavé zvýšené koncentrácie Pb vo väčšom plošnom rozsahu sú viazané na vrcholové časti pohoria Malé Karpaty. Tu sa môže jednať o negatívny antropogénny vplyv emisného spádu (obr. 4).

V porovnaní s Cu a Pb sa *zinok* vyskytuje v širšom koncentračnom rozpätí, (16 – 391 mg.kg⁻¹). Zn má tendenciu akumulovať sa v horizontoch A a B. Na JV svahu Malých Karpát bolo zistené výrazné zvýšenie Zn v pôde (A-horizont) v oblasti bývalých Stup. Výrazná geochemická anomália podobného rozsahu a tvaru, siahajúca až po okraj Pezinka, bola vymedzená aj pre *kobalt*. *Chróom* má v najvrchnejšej časti pôdneho profilu tendenciu vylúhovania, medzi horizontom A a B nie sú v obsahoch výrazné rozdiely.

Kadmium sa v pôdach študovanej oblasti nachádza vo veľmi premenlivých koncentráciách. Vo všeobecnosti má tendenciu hromadiť sa v pôdnom horizonte A a neboli zistené jeho výraznejšie geochemické anomálie. Ojedinelé zvýšenie obsahu Cd bolo zistené v blízkosti polymetalického zrudnenia v Perneckom potoku pri štôlni Gašpar a na dvoch miestach v blízkosti Augustín štôlne (pod haldou).

Selén bol sledovaný len na niektorých lokalitách danej oblasti. Anomálna koncentrácia Se (2,78 mg.kg⁻¹ – A horizont) bola zistená v blízkosti odkaliska Sb ložiska Pezinok.

Ortuť má osobité postavenie, avšak koncentrácia tohto prvku v skúmanom regióne nedosahuje hranicu anomálie. Tento prvok bol podrobne spracovaný v prácach Forgáča a Streška (1995).

ZÁVER

Výsledky chemických analýz rizikových látok poukazujú na značnú variabilitu získaných analytických hodnôt vybraných prvkov. Výsledky analýz spracované podľa jednotlivých častí regiónu odrážajú značnú kontamináciu spôsobenú znosom zvetralinového materiálu hornín a zrudnení z Pezinsko-perneckého kryštalinika. Týka sa to celej asociácie prvkov – As, Co, Ni, Cr, Cu, Sb a Zn, ktoré prejavujú miestami výraznú tendenciu akumulácie v pôdach JV podhorskej oblasti Malých Karpát. Viaceré prvky – Ni, Cu, Se – čiastočne aj Sb, As, Co, Cr, Zn, Pb v pôdach niektorých častí regiónu prakticky dosahujú alebo prekračujú „A“ referenčné hodnoty rozhodnutia MP SR č. 531/1994-540A, sú odrazom geologických podmienok alebo ako dôsledok banskej a úpravárskej činnosti.

Všeobecne možno konštatovať, že zvýšené obsahy Ni, Co a Cr je možné dať do súvisu s ich zvýšenými obsahmi v podloží hornín. Zistené obsahy Pb, Zn, Cu a Se považujeme za odraz ich výskytu v mineráloch zrudnenej oblasti. Obsahy As a Sb, ktoré vysoko prekračujú hranicu kontaminácie a asanácie v skúmanej oblasti, považujeme predovšetkým za antropogénne znečistenie a to ako dôsledok ťažby a úpravy Sb rúd hlavne na ložisku Pezinok.

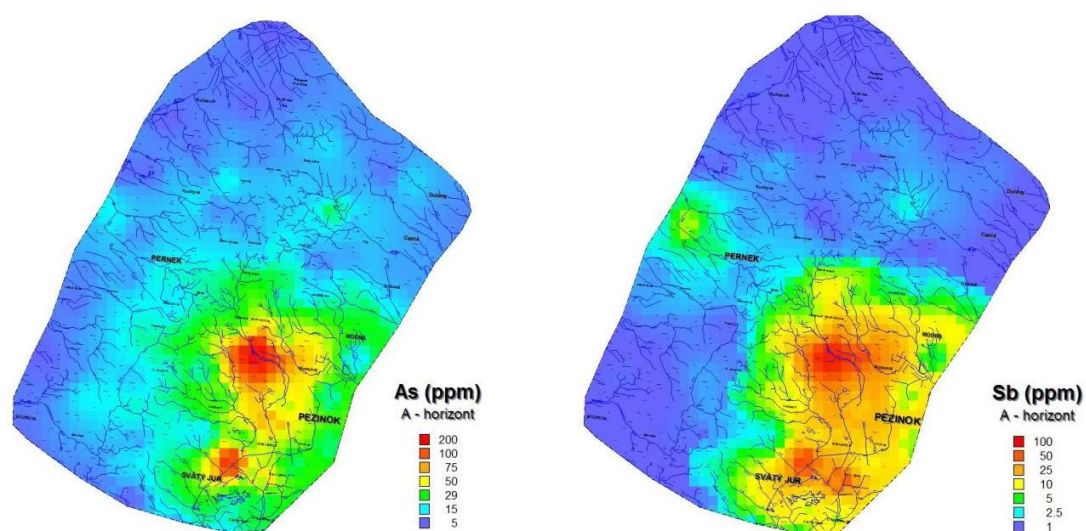
Podakovanie:

Práca vznikla s podporou grantovej úlohy VEGA 1/9163/02.

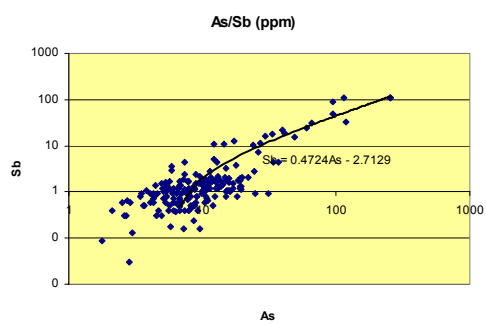
LITERATÚRA

- Alloway, B.J. (eds.), 1990: Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow, p. 339.
- Bagdasarjan, G.P., Gukasjan, R.Ch., Cambel, B., Veselský, J., 1982: The Age of Malé Karpaty Mts. Granitoid Rocks determined by Rb-Sr Isochrone Method. Geol. Zbor. Geol. Carpath. 33,2, Bratislava, s. 131-140.
- Cambel, B., 1958: Príspevok ku geológii pezinsko-perneckého kryštalinika. Acta geolog. et geogr. Univ. Comeniana, Bratislava, s. 137 – 166.
- Cambel, B., 1959: Hydrotermálne ložiská v Malých Karpatoch – mineralógia a geochemia ich rúd. Acta geolog. et geogr. Univ. Comeniana, Bratislava, s. 3-338.
- Čurlík, J. a Šefčík, P. 1999: Geochemický atlas SR, časť V: Pôdy, VÚPÚ, Bratislava. 99 s.
- Đurina J., 1997: Špecifické problémy kontaminácie pôd v aluviálnej oblasti Pezinského potoka. Katedra geochemie PRIF Univerzity Komenského. Manuskript. Bratislava. 79 s.
- Đurža, O. 2003: Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochemii ťažkých kovov. Acta Geologica Universitatis Comeniana, Bratislava, 58, 29-55.
- Fergusson, J.E., 1990: The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact nad Health Effect. Pergamon Press, London, p. 614.
- Forgáč, J., Streško, V., 1995: Ortuť v pôde a dnových sedimentoch potokov Malých Karpát a ich podhorí. Mineralia slovac, 27, s. 375-382.
- Chovan M., Rojkovič I., Andráš P. a Hanas P., 1992: Ore mineralization of the Malé Karpaty Mts. (Western Carpathians). Geol. Carpathica, Bratislava, 43, 275-286.
- Jurkovičová Z., 2004: Distribúcia antimónu v pôdach ovplyvnených banskou činnosťou na lokalite Pezinok. Katedra pedológie PRIF Univerzity Komenského. Manuskript. Bratislava. 62 s.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1992: Trace Elements in Soil and Plants. 2nd Ed. CRC Press, Boca Ration F.C., London, p. 365.
- Krist, E., Korikovskij, S.P., Putiš, M., Janák, M., Faryad, S.W., 1992: Geology ang petrology of metamorphic rocks of the Western Carpathian crystalline complex. Universitas Comeniana, Bratislava, s. 324.
- Putiš, M., 1987: Geológia a tektonika juhozápadnej a severnej časti kryštalinika Malých Karpát. Mineralia Slovaca, 19,2, Bratislava, s. 135-157.
- Reimann C. a de Caritat P., 1998: Chemical elements in the environment: the factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p. 398.
- Rozhodnutie MP SR č. 531/1994-540 o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde.
- Šucha V. a kol., 1996: Komplexný model environmentálnych účinkov ťažby rudných nerastných surovín v typových oblastiach Slovenskej republiky. Čiastková záverečná správa. MŽP SR a PRIF UK, Bratislava.
- Veselský, J., Forgáč, J., Mejeed, S.Y., 1996: Kontaminácia pôdy a aktívnych riečnych sedimentov Malých Karpát (oblasť Pezinok - Pernek). Mineralia Slov., 28, 3, s. 209-218.
- Veselský, J., Jurkovič, I., Đurža, O., 1998: Výsledky environmentálno-geochemického prieskumu vo významnej chránenej krajinskej oblasti Malé Karpaty. In: Prieskum a hodnotenie znečistenia prostredia. BIJO-Slovensko, s.r.o., Košice, s. 17-42.

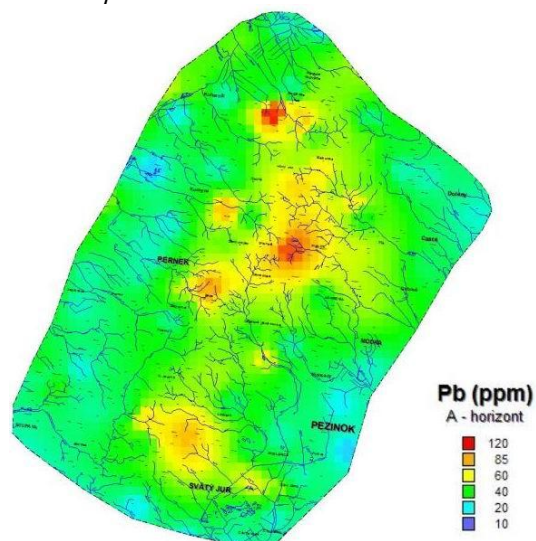
Obr. 2 Plošná distribúcia As a Sb v A-horizonte pôd



Obr. 3 Vzťah medzi As a Sb v A-horizonte pôd



Obr. 4 Plošná distribúcia Pb v A-horizonte pôd



Tab. 1 Základná štatistika analytických dát (A_0 -horizont)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	Hg	Sb
priemer	11.04	0.43	7.06	41.79	24.48	22.03	45.16	0.42	80.81	0.18	2.05
štandardná chyba	1.97	0.05	0.48	2.57	4.83	1.96	3.29	0.05	4.61	0.01	0.58
medián	7.40	0.25	6.90	41.49	18.76	20.23	36.69	0.39	77.12	0.16	1.08
modus	6.80	0.25	6.0		10.0	3.5	29.90			0.11	1.22
štandardná odchýlka	14.35	0.34	3.39	18.85	35.46	14.38	24.18	0.33	33.84	0.1	3.87
minimum	1.59	0.05	1.00	8.92	3.99	3.34	10.98	0.08	17.55	0.04	0.10
maximum	80.00	1.68	16.32	102.1	268.6	82.39	120.3	2.12	182.8	0.46	20.00
počet vzoriek	53	54	50	54	54	54	54	52	54	54	44

Tab. 2 Základná štatistika analytických dát (A -horizont)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	Hg	Sb
priemer	17.22	0.45	8.18	59.84	24.30	24.83	40.60	0.26	84.90	0.14	5.42
štandardná chyba	2.51	0.05	0.41	2.47	2.02	1.32	1.76	0.02	3.60	0.01	1.28
medián	8.75	0.30	7.22	56.55	17.0	21.0	33.17	0.20	72.90	0.11	1.16
modus	6.70	0.20	5.0	70.0	14.0	13.0	45.0	0.05	48.0	0.10	0.80
štandardná odchýlka	34.48	0.63	5.56	31.26	27.65	18.04	24.12	0.29	49.41	0.12	17.53
minimum	1.77	0.05	0.80	14.44	3.25	2.5	5.0	0.05	16.0	0.02	0.03
maximum	254.8	7.18	43.0	308	237	124	178.17	2.78	391.09	1.25	111.80
počet vzoriek	188	188	188	160	188	188	188	166	188	173	188

Tab. 3 Základná štatistika analytických dát (B -horizont)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	Hg	Sb
priemer	15.66	0.62	9.47	51.82	21.56	27.95	30.03	0.34	79.92	0.12	3.97
štandardná chyba	2.25	0.11	0.59	3.33	1.59	1.90	1.59	0.03	4.14	0.01	0.97
medián	9.72	0.3	8.29	49.24	18.56	25.07	27.06	0.27	74.35	0.09	0.8
modus	13.0	0.1	7.5	33.6	2.5	12.0	27.0	0.33	52.0	0.05	0.8
štandardná odchýlka	21.8	0.98	5.76	27.43	15.44	18.4	15.22	0.28	40.12	0.12	9.4
minimum	1.02	0.05	1.0	13.62	2.5	3.5	10.0	0.05	16.0	0.02	0.04
maximum	115.0	5.11	35.0	125.1	75.88	86.62	104.6	1.62	219.5	0.77	50.0
počet vzoriek	94	73	94	68	94	94	92	70	94	77	94

Tab. 4 Korelačná matica analytických dát (A – horizont)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	Hg	V	Sb
As	1											
Cd	0.0075	1										
Co	0.3180	0.0181	1									
Cr	0.1502	0.0256	0.8011	1								
Cu	0.2915	0.0331	0.3927	0.2099	1							
Ni	0.4960	0.0978	0.8324	0.7383	0.4094	1						
Pb	0.1447	0.1821	0.0712	0.0811	0.0084	0.0057	1					
Se	0.5368	0.0905	0.2166	0.0717	0.1855	0.3644	0.3111	1				
Zn	0.2459	0.4627	0.3697	0.2469	0.3556	0.4778	0.3337	0.2734	1			
Hg	0.0657	0.0996	0.0850	0.1329	0.0034	0.0206	0.4308	0.2238	0.1823	1		
V	0.5825	0.1409	0.8655	0.7203	0.3831	0.8569	0.0805	0.4916	0.5242	0.0165	1	
Sb	0.9293	0.0444	0.2689	0.1397	0.3205	0.5191	0.1198	0.4792	0.2789	0.0674	0.4776	1

SOIL MONITORING SYSTEM OF SLOVAKIA AND ITS IMPLEMENTATION INTO THE INTEGRATED EUROPEAN SOIL MONITORING SYSTEM

Systém monitorovania pôd na Slovensku a jeho implementácia do integrovaného európskeho monitorovacieho systému

Jozef KOBZA

*Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava Mládežnícka 36,
974 04 Banská Bystrica, Slovak Republic, e-mail: kobza.vupop@isternet.sk*

Abstract

The soil monitoring system on European level should be built up carefully. The system should be brought into use step-by-step using existing national soil monitoring systems and linked with other existing relevant information systems as effectively as possible. This means that the directive should include all what can be done now (2004) as far as possible. Preferentially, the general principles (strategy) must be set up, including a first set of indicators, parameters and agreed methods which are already available or achievable within a short time-frame (about 2 years). Finally, it may be concluded that Slovakia has already comprehensive soil monitoring system with a good starting level to be integrated into the European soil monitoring system.

Key words: soil monitoring system, European level, soil information system

Abstrakt

Systém monitorovania pôd na európskej úrovni by mal byť budovaný veľmi starostlivo. Mal by byť uvedený do praxe postupne na základe už existujúcich národných monitorovacích systémov pôd v spojitosti na ďalšie už existujúce informačné systémy o pôde. Pripravovaná Európska Direktíva monitorovania pôd by tak mohla zahŕňať široký okruh informácií a doporučení už v roku 2004. Prednostne musia byť definované všeobecne platné princípy (stratégia) systému vrátane určenia základných indikátorov, parametrov a odsúhlasených metód, ktoré sú prijateľné a realizovateľné v pomerne krátkom časovom rámci (asi do 2 rokov). Napokon možno konštatovať, že Slovensko už v súčasnosti disponuje komplexným monitorovacím systémom pôd s pomerne dobrou štartovacou úrovňou pre jeho začlenenie do európskeho monitorovacieho systému pôd.

Kľúčové slová: monitorovací systém pôd, európska úroveň, pôdny informačný systém

Specific features of soil in monitoring process

Monitoring of soils is quite different from monitoring air and water. The spatial variability of soils is very high and requires a customized approach that takes this feature fully into account. It is also important to remember that soils are relatively static, so that their properties, once formed, tend to remain fixed in space and little or no mixing with other soils occurs. Soils in Europe are particularly rich and diverse, with many different soil types occurring in different climatic regions, therefore a specific mechanism need to be developed in order to address this variability.

Aside of this, soil consists of organic and inorganic components with wide range of soil properties from stable to dynamic, changing during day. Therefore it is very important what and how must be monitored. It is going what changes must be recorded. Soil changes are closely connected with the trend changes, cyclic (daily, seasonal, yearly, perennial) fluctuations and irregular (random) time variabilities of the pedogenic factors.

In addition, very important feature is reversibility of soil changes. According to Arnold et al. (1990) soil changes can be divided into the 5 categories regarding their reversibility:

1. Irreversible (practically irreversible) changes, such as: physical and chemical weathering, turbations, water and wind erosion, clay lessivation
2. Slightly reversible changes, such as: decomposition of organic matter, salt accumulation
3. Moderately reversible changes, such as: structure destruction, aggregate failure, exchangeable Al^{3+} content
4. Mostly reversible changes, such as: soil compaction, CEC, accumulation of salts in light-textured soils
5. Reversible changes, such as: soil temperature, soil moisture, redox conditions

The reversibility of soil changes has special significance in the case of human-induced soil processes. Various human activities may considerably change the local environmental conditions (pH value, aeration, redox conditions, moisture and nutrient status, microbial activity) determining or strongly influencing the rate of soil changes, consequently the reversibility of different abiotic and biotic transport and transformation processes.

Described features and behaviour of soils mostly under influence of anthropogenic impact play significant role in soil strategy for establishment of soil monitoring system.

Soil strategy in EU soil monitoring system

The sixth environmental action programme (GEAP) introduces a new strategy on soil protection for the European Union. The programme, presented by the European Commission at the beginning of 2001 and to be approved by the European Parliament and the Council, lays down the Community action programme for the period 2000 – 2010 in the field of environment (Huber et al., 2001).

The soil strategy has to deal with the open questions, non-obligatory measures and research – related issues. The indicators and parameters which can be achieved and become practicable only in the medium and long-term of the monitoring would also become part of the strategy.

It is a reality that existing monitoring systems in Member States are organised according to different sampling schemes, with some countries adopting regular grid approaches and others using a stratified approach according to pre-defined representative criteria. In effort to establish unified integrated soil monitoring system at European level the soil strategy is necessary to give as follows:

1. The monitoring of soil has to be seen as an integrated part of environmental monitoring
2. For each of the eight threats, identify the parameters and indicators to be monitored
3. There should be a programme of basic measurements of soil parameters at each monitoring site which forms part of an EU-wide network, in order that the soil at each site can be linked adequately to existing data such as those represented by the 1:1,000 000 European Soil Map
4. LUCAS and other EU environmental programmes should be examined as possible vehicles by which monitoring of some of the soil threats might be made
5. Existing data should be harmonised as far as possible
6. There is a need to harmonise future activities
7. The Commission should support strongly the development of further norms relevant to the aims of the Soil Monitoring Directive
8. The Commission should assist in the development of a mechanism whereby all the costs of soil monitoring can be calculated in an open and transparent manner

Preparation of European Directive on Soil Monitoring System

Finishing working activities concerning preparation of European Directive on Soil Monitoring System are characteristic for this period. It is going about the first legislative initiative on European level, which is specially designated for a soil. It will be important document useful in the next strategy of utilisation and protection of soils in EU. Active participant at preparation of this document is also Soil Science Conservation Research Institute in Bratislava.

This monitoring Directive should deliver data that should allow reviewing and adjusting of the EU soil policy at regular intervals, in order to increase its effectiveness. The very important question of *if or how far* other relevant data already existing at the EU-level should be integrated (and may be repeated/doubled) in the soil monitoring directive (e.g. forest soils, nitrate directive, air, water ...) or how those existing databases and mapping programmes could be linked could not yet be answered by the working group on monitoring. On the last meeting of this group (20-th of April, 2004 in Brussels) the following recommendations for European soil monitoring were given:

1. The European Community needs a soil monitoring initiative at the Community level because there is an over-riding need for information to support well-informed soil protection strategies and management practices across all Member States. The information will support Community policy and legislation in relation to soil, its functions, and its related environmental compartments
2. Such an initiative will also be a stimulus to national soil protection strategies
3. Therefore, the European Commission should institute a step-wise approach to the soil monitoring process, based-whenever possible-on existing systems, in order to provide a mechanism by which to better manage and protect soil and its functions in a sustainable, fair, cost-effective, and transparent manner across all Member States.
4. The *raison d'être* of soil monitoring process should be the systematic examination of soil, the drivers and pressures on it, and the resulting impacts and responses that affect soil, both in time and space.
5. The first action for the soil monitoring process should be the establishment of a Co-ordination Group that will be responsible for the production of technical guidance and protocols for the collection, quality assurance and quality control, storage and distribution of information
6. The second action should be for the Co-ordination Group to produce advice for the identification of risk areas based on the various threats to soil, and for the targeted monitoring of these areas
7. Another action should be the establishment of a baseline (time zero) inventory allowing for a comprehensive assessment of soil across Europe

Comparability of soil monitoring system in Slovakia with European proposal

Proposed indicators (European level) and their acceptance in soil monitoring system in Slovakia are given as follows:

Site characteristics	included
Soil type	included
Vegetative cover	included
Fertility (macro-and micronutrients)	included
Decline in organic matter ($C_{tot.}$, labile)	included
Soil chemistry (pH, CEC)	included
Soil salinisation	included
Soil contamination	included (except radionuclides-this part belongs to PMS – Radioactivity of environment)
Soil erosion	included
Soil compaction	included
Soil sealing	not yet
Decline in soil biodiversity	belongs to PMS-Biota

All activities concerning soil monitoring system in Slovakia have been running according to prepared and passed project (1992 and 2000 years – up-to-date version). Analyses are prepared in certified laboratory at Soil Science and Conservation Research Institute in Bratislava. New and actual outputs on present state and development of soils in Slovakia are permanently preparing through GIS (all monitoring sites are GPS located).

Nowadays, on the basis of given activities it may be concluded that soil monitoring system in Slovakia has a good position for its implementation into the integrated european soil monitoring system.

CONCLUSIONS

It is correct that European Commission (EC) emphasizes the need for the establishment of a comprehensive monitoring system to form the knowledge base for coherent action in the future. European integrated soil monitoring system will confirm the extent and evolution of existing widespread threats and will provide the basis for policy development to respond more fully and accurately to them. In this way, monitoring can become a driving force for policy adjustment and revision for the benefit of soil protection. Finally, it may be concluded that Slovakia has already comprehensive soil monitoring system with a good starting level to be integrated into the European system.

REFERENCES

- Arnold, R.W., Szabolcs, I. and Targulian, V.O. (1990): Global soil change. Budapest, 1990, 110 pp.
- Huber, S., Syed, B., Freudenschuss, A., Ernstsén, V. and Loveland, P. (2001): Proposal for an European soil monitoring and assessment framework. Technical report, EEA, May 2001, Copenhagen, 58 pp.

HERBICIDES TRANSPORT IN THE SOIL PROFILE

Transport herbicidů v půdním profilu

Radka KODEŠOVÁ, Josef KOZÁK, Oldřich VACEK

Česká zemědělská universita v Praze, Katedra pedologie a geologie

Kamýcká 129, 16521 Praha 6 – Suchbátka,

e-mail: kodesova@af.czu.cz, kozak@af.czu.cz, vacek@af.czu.cz

Abstract

The herbicide Sincuran was applied on a four square meter plot using an application rate of 2.5 kg/ha active ingredient. Soil samples were taken after 119 days to study the residual chlorotoluron distribution in the soil profile. HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) was used to simulate water movement and herbicide transport in the soil profile. The impact of two different type of adsorption isotherm equation on the solute transport was studied. The chlorotoluron concentrations in soil water tended to be higher for the simulation with the Freundlich isotherm then that with the model using the Langmuir isotherm. In both case, the solution did not pass a depth of 8 cm. The simulated chlorotoluron concentrations in soil samples were higher then the observed concentrations when the chlorotoluron degradation was assumed to be in soil water only. Assumption of the solute degradation in both solid and liquid phase significantly improved the accuracy of the solution. The different character of the simulated and observed chlorotoluron distributions can probably attributed to the preferential flow of water and solute in the soil profile and by variability of the transport parameters.

Key words: herbicide, chlorotoluron, adsorption isotherm, degradation rate, solution transport, field and numerical studies

Abstrakt

Herbicid Sincuran byl aplikován na ploše 4 m² v dávce byla 2,5 kg/ha účinné látky. Po 119 dnech byly odebrány půdní vzorky pro analýzu zbytkového obsahu chlorotoluronu v půdním profilu. Pro simulaci pohybu vody a transport herbicidu v půdním profilu byl použit HYDRUS-1D (Šimůnek a kol., 1998). Byl studován vliv rozdílných typů rovnic adsorpčních izoterm na transport rozpuštěné látky. Koncentrace chlorotoluronu v půdní vodě jsou vyšší pro simulaci s Freundlichovou izotermou než pro simulaci s Langmuirovou izotermou. Roztok se v obou případech nedostal dál než do hloubky 8 cm. Když byla uvažována degradace chlorotoluronu pouze v půdní vodě, simulované koncentrace chlorotoluronu v půdních vzorcích byly vyšší než pozorované koncentrace. Předpoklad, že degradace probíhá i na pevné fázi, výrazně zlepšil řešení. Rozdílný charakter simulovaných a pozorovaných rozdělení koncentrací lze zdůvodnit preferenčním prouděním vody a roztoku, a variabilitou transportních parametrů

Klíčová slova: herbicid, chlorotoluron, adsorpční izoterma, degradační rychlost, transport roztoku, terénní a numerická studie

INTRODUCTION

Soil and groundwater contamination from pesticides used in agriculture is a worldwide environmental problem. Pesticide and other contaminant concentrations can be monitored. However such monitoring is quite expensive and time consuming. Various simulation models have been developed for assessment of groundwater vulnerability to contamination, resource management, and design of monitoring programs. Among other examples, the HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) and

HYDRUS-2D software codes (Šimůnek et al., 1999) have been developed to simulate water movement and solute transport.

Here we present results of field experimentation and numerical simulations that are also published in Kodešová et al. (2004). The herbicide Syncuran was applied on a plot and residual chlorotoluron concentrations were studied in the soil profile after 119 days. Observed concentrations were compared with the numerically simulated results using HYDRUS-1D. Two equations (Freunlich and Langmuir) describing the adsorption isotherm obtained in the laboratory were used in numerical simulations. The influence of different equations on resulting herbicide concentrations in soil water is presented. The effect of the assumptions of herbicide degradation in water alone and in both solid and water phase, is also discussed.

Theory

HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) was used to simulate water flow in unsaturated soil. The Richards' equation, in this case describing the flow in a variably saturated anisotropic homogeneous rigid porous medium for one-dimensional isothermal Darcian flow, can be written in the following simplified form:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad (1)$$

where z is the positive upward vertical coordinate [L], t is time [T], θ is the volumetric water content [L^3L^{-3}], h is the pressure head [L] and k is the unsaturated hydraulic conductivity function [LT^{-1}].

In this work, the van Genuchten (1980) expressions for the soil water content retention curve, $\theta(h)$, and the hydraulic conductivity curve, $k(\theta)$, are used:

$$\theta_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{\left(1 + |\alpha h|^n \right)^m}, \quad h < 0$$

$$\theta_e = 1, \quad h \geq 0 \quad (2)$$

$$k(\theta) = K_s \theta_e^l \left[1 - (1 - \theta_e^{1/m})^m \right]^2, \quad h < 0$$

$$k(\theta) = K_s, \quad h \geq 0 \quad (3)$$

where θ_e is the effective soil water content [-], K_s is the saturated hydraulic conductivity [LT^{-1}], θ_r and θ_s are the residual and saturated soil water contents [L^3L^{-3}], respectively, l is the pore-connectivity parameter [-] ($l = 0.5$ in this case), and α [L^{-1}], n and m ($= 1 - 1/n$) are empirical parameters.

Assuming that solute exists in liquid and solid (not in gaseous phase) and that the solute degrades in water and solid, the one-dimensional solute transport is described by the following simplified partial differential equation:

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \frac{\partial \rho s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{\partial qc}{\partial z} - \mu_w \theta c - \mu_s \rho s \quad (4)$$

where c is the solution concentration [ML^{-3}], s is the adsorbed concentration [MM^{-1}], ρ is the bulk density [ML^{-3}], D is the dispersion coefficient [L^2T^{-1}], q is the volumetric flux [L^2T^{-1}], μ_w and μ_s are the degradation rates in water and solid, respectively [T^{-1}].

The model assumes equilibrium interaction between the solution (c) and adsorbed concentration of solute on soil particles (s). The adsorption isotherm relating s and c is described by a generalized nonlinear equation of the form:

$$s = \frac{k_s c^\beta}{1 + \eta c} \quad (5)$$

where k_s [$L^3 M^{-1}$], β [-] and η [$L^3 M^{-1}$] are empirical coefficients. The Freundlich, Langmuir and linear adsorption equations are special cases of the equation (5). When $\beta = 1$, equation (5) becomes the Langmuir equation, when $\eta = 0$, equation (5) becomes the Freundlich equation, and when $\beta = 1$ and $\eta = 0$, equation (5) leads to a linear adsorption isotherm.

MATERIAL AND METHODS

The transport of chlorotoluron in the soil profile under field conditions was studied at the Tišice experimental field. The soil was defined as chernozem. Syncuran, containing an 80% concentration of active ingredients, was applied on a 4 m² plot on May 21st, 1997 at an application rate of 2.5 kg/ha of active ingredient. One liter of Syncuran solution (1.25 g/liter, e.g. 1 g/liter of chlorotoluron) was applied on the soil surface followed by irrigation with two liters of fresh water. Soil samples at depths 0 – 2 cm, 2 – 4 cm, 4 – 6 cm, 6 – 8 cm, 8 – 10 cm, 10 – 12 cm, 12 – 14 cm, 14 – 16 cm, 16 – 18 cm, 18 – 20 cm, 20 – 25 cm, 25 – 30 cm, 30 – 35 cm, 35 – 40 cm, 40 – 45 cm, 45 – 50 cm, 50 – 60 cm, 60 – 70 cm, 70 – 80 cm, 80 – 90 cm and 90 – 100 cm were taken after 119 days to study the residual chlorotoluron distribution in the soil profile. The chlorotoluron concentrations in soil samples were determined in the laboratory using standard laboratory procedures utilizing HPLC.

The chlorotoluron transport was numerically simulated using HYDRUS-1D. Since the chlorotoluron was not detected below a depth of 20 cm, the soil profile was described as a one-dimensional flow region (60 cm) divided into two layers: 0 – 25 cm and 25 – 60 cm. The top boundary conditions were defined by daily precipitation and estimated potential transpiration. Given the root zone depth of 20 cm, a Feddes model with parameters defined for wheat (winter barley) was applied to simulate the root water uptake. The soil physical and hydraulic properties were studied before by Kutilek et al. (1989). The bulk densities were 1.609 g/cm³ and 1.571 g/cm³ for the first and second layers, respectively. The parameters of the van Genuchten functions are shown in Table 1.

Tab. 1 *Parameters of the van Genuchten functions for the soil water retention and hydraulic conductivity curves*

Layers [cm]	Hydraulic Parameters				
cm	α [cm ⁻¹]	n –	θ_r [cm ³ cm ⁻³]	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	K_s [cm/day]
0 – 25	0.052	1.22	0.082	0.398	52
25 – 60	0.043	1.27	0.092	0.407	186

The parameters of the adsorption isotherm were not determined for this particular soil. Therefore the parameters obtained for another Chernozem were used. Data points of the adsorption isotherm obtained in the laboratory were fitted with the Freundlich and Langmuir equations. The resulting parameters are shown in Table 2.

Tab. 2 *Parameters of the adsorption isotherms*

	k_s [cm ³ g ⁻¹]	β [-]	η [cm ³ g ⁻¹]
Freundlich isotherm	3.4848	0.6319	0
Langmuir isotherm	9.2982	1	0.932

The persistence of chloroloruon was studied in the laboratory, where the tests were performed under differing temperature and soil water content conditions. HYDRUS-1D allows for simulating temperature dependence of transport parameters. In this study, however, the mean value of the degradation rate was used. The degradation of herbicides is usually assumed to take place only in water, therefore the values $\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0 \text{ day}^{-1}$ were applied.

RESULTS AND DISCUSSION

First, the effect was studied of the different adsorption equations used for fitting of the measured data set on the solute transport. The resulting chlorotoluron concentrations in soil water in the soil profile 10, 30, 60, 90 and 119 days after the application of Syncuran are shown in Figures 1a and 1b for Freundlich and Langmuir isotherms, respectively. The concentrations simulated with the Freundlich isotherm tended to be higher than those with the Langmuir isotherm. In both cases, the herbicide was not present below the depth of 8 cm.

The observed concentrations in the soil profile were expressed as total amounts of solute present in the soil per mass unit. As shown in Figure 2a, the simulated amounts of solute present in soil water and adsorbed on the soil particles per mass unit were calculated to compare the measured and simulated chlorotoluron concentrations 119 days after the application. The simulated concentrations are highly overestimated in both cases. The degradation of herbicides is usually assumed in water only. The degradation rate obtained in the laboratory was determined for total amount of the herbicide in the soil. The real degradation rate in water is probably higher in this case, but the application of higher values did not significantly improve the solution (not shown). Therefore, the chlorotoluron degradation was assumed also in solid phase ($\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0.02 \text{ day}^{-1}$).

The simulated chlorotoluron concentrations 119 days after the application are closer to measured values, as shown in Figure 2b. Interestingly the simulated amount of solute in the entire flow domain, CV , is similar to the observed values ($CV_{\text{Freundlich}} = 22.79 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2$, $CV_{\text{Langmuir}} = 23.95 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for $\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0 \text{ day}^{-1}$, $CV_{\text{Freundlich}} = 2.21 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2$, $CV_{\text{Langmuir}} = 2.36 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for $\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0.02 \text{ day}^{-1}$, and $CV = 2.49 \text{ } \mu\text{g}/\text{cm}^2$ observed). However, the observed chlorotoluron distribution in the soil profile has different character than simulated chlorotoluron distributions. The solute was observed below the depth of 8 cm.

The highest chlorotoluron concentration is at the top and decreases with the depth. The reason for this difference may be the water and solute preferential flow, since a part of the solute most likely penetrated quickly to depth immediately after application. The actual solute transport through the soil matrix was slower than the simulated one. In addition, the solute transport parameters depend on temperature and soil water conditions and may also be different compared to values obtained in the laboratory. This is especially important for the top layer, where soil may become very dry and the biological degradation of herbicides is restricted. On the other hand, the herbicide may degrade on the top of the soil profile due to the solar radiation. To study these effects further, solute concentrations would have to be investigated with a high sampling frequency immediately after the solute application in the field. Dual-porosity and dual-permeability models in HYDRUS-1D may be used to numerically study the preferential flow problem. No recommendation can be made for the application of the different adsorption isotherms at this time. The proper definition of herbicide degradation should also be studied further.

CONCLUSIONS

The chlorotoluron transport in the soil profile was studied under field conditions and observed data were compared with numerically modeled results from HYDRUS-1D. The Freundlich and Langmuir equations were used to describe the adsorption isotherm. The concentrations in soil water simulated with the Freundlich isotherm were higher than those simulated with the Langmuir isotherm. The simulated results obtained for degradation in water only overestimated the observed values, whereas the modelled results obtained for degradation in water and solid phase were closer to the observed values. The different characters of the chlorotoluron distributions obtained from numerical models and laboratory values were probably caused by the preferential flow of water and solute in the soil profile, and variability of the transport parameters in the field compared to the laboratory values.

Acknowledgement:

This work has been supported by the grant MSM 412100004. The authors acknowledge J. Janků and V. Rabová for performing the laboratory tests. F. Doležal and V. Kuráž are also acknowledged for providing some of the data. Thanks are due to J. Šimůnek for kind HYDRUS-1D application support.

REFERENCES

- Kodešová R., Kozák, J., Vacek, O.: Field and numerical study of chlorotoluron transport in the soil profile, *Plant, Soil and Environment* (former *Plant Production*), 50 (8): 333-338, 2004.
- Kutílek, M. et al.: Structural assessment of the experimental field Tišice, Czech Republic, Dept. of Irrigation and Drainage, CTU, Prague, 1989.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Van Genuchten, M. TH.: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Versiopl 2.0. IGWMC-TPS-53. International Ground Water Modeling Center, Colorado. School of Mines, Golden, CO, 1998.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Van Genuchten, M. TH.: The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. IGWMC-TPS-56. International Ground Water Modeling Center, Colorado. School of Mines, Golden, CO, 1999.
- Van Genuchten, M. TH.: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898, 1980.

Fig. 1 Simulated chlorotoluron concentrations in soil water in the soil profile 10, 30, 60, 90, 119 days after the application of Syncuran: a) Freundlich isotherm, b) Langmuir isotherm

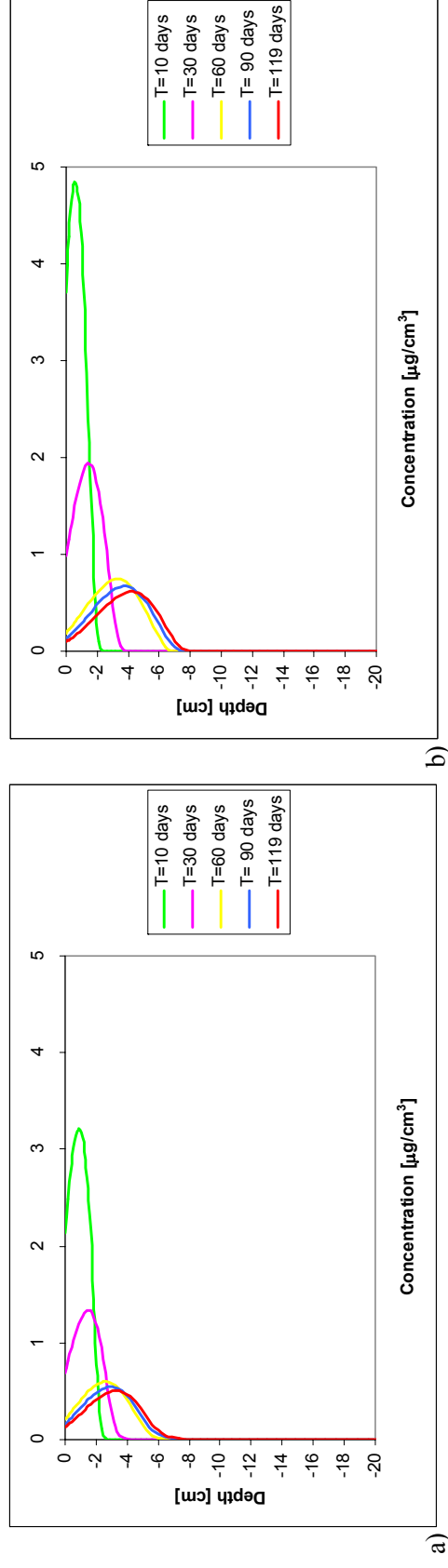
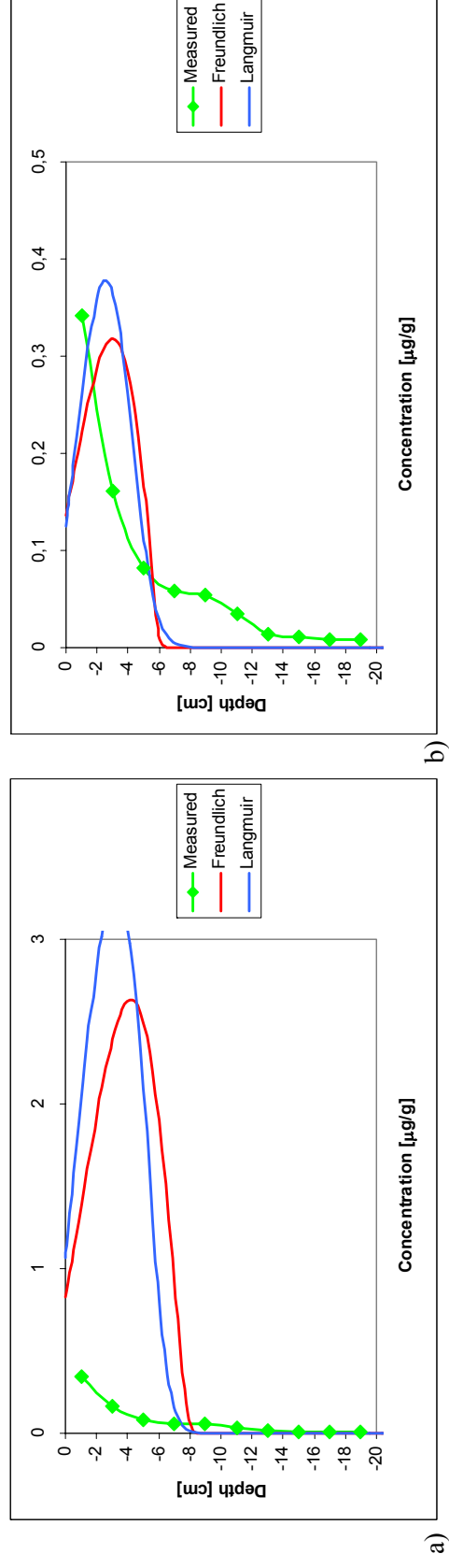


Fig. 2 Measured and simulated residual chlorotoluron concentrations (expressed as total amount of solute per mass unit) in the soil profile 119 days after application, degradation rates: a) $\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0 \text{ day}^{-1}$, b) $\mu_w = 0.02 \text{ day}^{-1}$ and $\mu_s = 0.02 \text{ day}^{-1}$



ZHUTNENIE PÔDY VPLYVOM JEJ OBRÁBANIA

Soil Compaction by Influence of its Cultivation

Dana KOTOROVÁ, Rastislav MATI, Božena ŠOLTYSOVÁ

Oblasťný výskumný ústav agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce

e-mail: ovua@minet.sk

Abstrakt

V podmienkach fluvizemí na Východoslovenskej nížine bol sledovaný vplyv rozdielneho obrábania pôdy na vývoj merného odporu. V priemere vyšší merný odpor bol zistený pri bezorbovej agrotechnike. Vysoké hodnoty merného odporu už v ornici naznačujú, že zhoršovanie fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností ťažkých, ale aj stredne ťažkých pôd VSN môže byť prekážkou uplatňovania energeticky výhodných pôdoochranných technológií.

Kľúčové slová: fluvizeme, merný odpor pôdy, konvenčná agrotechnika, bezorbová agrotechnika, oševný postup

Abstract

In conditions of Fluvisols was observed influence of different soil tillage on development of penetration resistance. In average higher penetration resistance at no-tillage variant was determined. High values of penetration resistance determined in topsoil indicate negative changes of soil physical and hydro-physical properties of heavy and also middle heavy soils of the East-Slovakian Lowland. These negative changes may be obstacle for using of energy advantageous soil protective technologies.

Key words: Fluvisols, soil penetration resistance, conventional tillage, no-tillage, crop rotation

ÚVOD

V súvislosti s intenzifikáciou poľnohospodárskej výroby čoraz viac vystupuje do popredia kritický nárast nadmerného zhutnenia, ktorým je negatívne ovplyvňovaná pôdna úrodnosť. Zhutňovanie negatívne vplýva nielen na úrodnosť pôdy, ale aj na jej ekologické funkcie. Náchylnosť pôdy na zhutnenie sa zvyšuje pri častých prejazdoch ťažkých mechanizmov po povrchu pôdy a hlavne za vysokej pôdnej vlhkosti (Demo, Bielek a kol., 2000).

Stredne ťažké a ťažké pôdy s vyšším obsahom ílovitých častíc sú náchylné na zhutnenie. Utlačenie pôdneho profilu sa prejaví v zhoršenom vodnom a vzdušnom režime, v minimalizovaní biologického života v pôde, ako aj v zmene oxidačno-redukčných a mineralizačných procesov v pôde. V poslednom období chýba pravidelný prísun organickej hmoty a vápenatých hmôt do pôdy (Demo a kol., 1995), čo spôsobuje nielen znižovanie pH pôdneho prostredia a obsah humusu, ale aj zvýšenie merného odporu a negatívne zmeny základných fyzikálnych vlastností pôdy.

Východoslovenská nížina (VSN) svojou rozlohou cca 200 tis. ha predstavuje rozsiahle územie, ktoré je, aj napriek svojim špecifickým pôdnym a klimatickým podmienkam, intenzívne poľnohospodársky využívané. Vysoké zastúpenie ťažkých a veľmi ťažkých pôd, ktoré sa striedajú na krátkych vzdialenostiach, výrazne sťažuje hospodárenie na pôde a zvyšuje predovšetkým materiálovú náročnosť produkčného procesu (Vilček, 1998). Pôdy s vyšším obsahom ílovitých častíc, teda ťažké pôdy, si vyžadujú diferencovaný prístup pri ich obrábaní, sú náchylnejšie na negatívne zmeny ich základných vlastností a produkčný proces si vyžaduje viac energie, než na stredných a ľahkých pôdach.

MATERIÁL A METÓDY

V podmienkach stredne ťažkých a ťažkých fluvizemí sa sledoval vplyv rozdielneho obrábania pôdy na vývoj merného odporu v oševnom postupe poľných plodín. Sledovanie bolo realizované v rokoch 1998 – 2001 na experimentálnych pracoviskách Oblastného výskumného ústavu agroekológie Michalovce, ktoré sa nachádzajú vo Vysokej nad Uhom a v Milhostove.

Na experimentálnom pracovisku vo Vysokej nad Uhom sa nachádzajú fluvizeme typické (FMm), ktoré sú vo všeobecnosti charakterizované ako stredne ťažké, hlinité pôdy s obsahom ílovitých častíc nad 30 %. Sú to pôdy hlboké a dobre priepustné v celom profile. Ornica je svetlohnedej farby, hrudkovitej až drobnohrudkovitej štruktúry. Podorničie je dobre priepustné a zvyčajne sa neodlišuje od ornice. Patria medzi najúrodnejšie pôdy. Podľa obsahu ílovitých častíc sú zaradované medzi pôdy stredne ťažké.

Na experimentálnom pracovisku v Milhostove sa nachádzajú fluvizeme glejové (FMg), ktoré patria medzi pôdy ťažké, ílovito-hlinité, s priemerným obsahom zŕn I. kategórie vyšším ako 53 %. Vznikli v dôsledku dlhodobého pôsobenia podzemnej a povrchovej vody, najmä na ťažkých aluviálnych sedimentoch. Ornica je hrudkovitej štruktúry s vysokou sorpčnou schopnosťou, ťažko priepustná v celom profile. V hĺbke 0,7 – 0,8 m sa nachádza tmavosivý až žltosivý íl. Ich agronomické vlastnosti sú významne ovplyvňované vysokým obsahom ílovitých častíc.

Poľné plodiny boli zaradené na oboch subtypoch fluvizeme v troch osevných postupoch, ktoré sú uvedené v tab. 1 a 2.

Tab. 1 Oševné postupy na fluvizemi typickej

rok	označenie osevného postupu		
	1.	2.	3.
1998	repa cukrová	hrach siaty	lucerna III. úž. rok
1999	jačmeň siaty jarný	pšenica letná f. ozimná	kukurica siata na zrno
2000	lucerna I. úž. rok	sója fazuľová	hrach siaty
2001	lucerna II. úž. rok	pšenica letná f. ozimná	pšenica letná f. ozimná

Tab. 2 Oševné postupy na fluvizemi glejovej

rok	označenie osevného postupu		
	1.	2.	3.
VS – 1998	d'atelinotrávy II. úž. rok	d'atelinotrávy III. úž. rok	d'atelinotrávy I. úž. rok
1999	d'atelinotrávy III. úž. rok	kukurica siata na zrno	d'atelinotrávy II. úž. rok
2000	kukurica siata na zrno	bôb obyčajný	d'atelinotrávy III. úž. rok
2001	bôb obyčajný	pšenica letná f. ozimná	kukurica siata na zrno

Poľné plodiny zaradené v osevných postupoch boli pestované pri dvoch spôsoboch obrábania pôdy:

KA – konvenčná agrotechnika s tradičnou prípravou pôdy pred sejbou poľných plodín;

BA – bezorbová agrotechnika, priama seiba bez orby.

Merný odpor pôdy bol zisťovaný priamym meraním v poľných podmienkach. Meranie sa robilo pomocou penetrometrickej mechanickej sondy, ktorej hrot môže dosiahnuť do hĺbky 0,60 m v prípade, že pôda nie je zhutnená. Namerané hodnoty boli posudzované podľa Šimona – Lhotského a kol. (1989), ktorí uvádzajú kritické hodnoty merného odporu pre jednotlivé pôdne druhy. Za dôležitý považujú momentálny vlhkosťný stav pôdy. Pre ílovité až ílovito-hlinité pôdy udávajú autori kritické hodnoty merného odporu 3,2 – 3,7 MPa, pri 24 – 20 % vlhkosti, pre hlinité pôdy 3,8 – 4,2 MPa pri 18 – 16 % vlhkosti.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Meranie merného odporu fluvizemí bolo robené v jesennom období rokov 1998 – 2001 za optimálnych vlhkových podmienok. V takomto prípade vlhkostné pomery jednotlivých pôdnych vrstiev nemôžu významne ovplyvňovať odpor pôdy proti prenikaniu hrotu penetrometra. Namerané priemerné hodnoty merného odporu z dvoch variantov obrábania pôdy sú uvedené v tab. 3 a 4.

V 1. oševnom postupe na FMm (tab. 3) sa merný odpor pôdy v ornici nachádzal v intervale 1,3 – 5,5 MPa. Hodnoty škodlivého zhutnenia boli namerané už v hĺbke 0,20 m v poraste kukurice satej na zrna (4,0 MPa) na variante bez orby v roku 1998, v roku 1999 pri jačmeni siatom jarnom na oboch variantoch prípravy pôdy (BA: 3,9 MPa; KA: 4,0 MPa) a v roku 2001 pri lucerne II. úžitkový rok. V hĺbke 0,25 m kritické zhutnenie bolo prekročené najmä pri lucerne II. úžitkový rok (5,3 MPa). V hĺbke 0,30 m okrem lucerny I. úžitkový rok všetky ďalšie namerané hodnoty boli vyššie než kritické zhutnenie pre hlinité pôdy. V podornici merný odpor pôdy dosahoval hodnoty 4,1 – 6,0 MPa, pričom napr. v poraste lucerny II. úžitkový rok sa hrot penetrometra nedostal hlbšie ako do 0,30 m. V súvislosti s vysokými hodnotami merného odporu pri lucerne je možné predpokladať, že vyššie hodnoty súvisia aj s momentálnym obsahom vody v pôde.

Tab. 3 *Merný odpor pôdy na fluvizemi typickej [MPa]*

osevný sled	plodina	variant	hĺbka [m]								
			0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45
1.	repa cukrová	KA	1,4	1,8	2,5	3,0	3,5	3,8	4,1	4,5	–
		BA	1,3	2,5	3,1	4,0	4,1	4,3	4,9	5,1	–
	jačmeň siaty jarný	KA	1,4	2,5	3,0	4,0	4,2	4,5	4,8	5,0	5,2
		BA	1,5	2,9	3,1	3,9	4,0	4,4	4,6	4,8	5,2
	lucerna I. úž. rok	KA	1,7	2,1	2,5	2,7	3,0	3,6	4,4	4,6	–
		BA	1,8	2,2	3,2	3,5	4,5	4,9	5,9	6,0	–
	lucerna II. úž. rok	KA	1,0	1,4	2,1	2,9	3,6	3,8	4,4	–	–
		BA	1,3	2,5	3,4	4,5	5,3	5,5	–	–	–
2.	hrach siaty	KA	1,5	2,1	2,5	3,6	4,1	4,4	4,9	–	–
		BA	1,3	1,6	1,8	2,2	3,5	4,1	4,9	5,3	–
	pšenica letná f. ozimná	KA	1,2	1,9	2,2	2,9	3,5	4,0	4,5	4,9	5,0
		BA	1,3	2,0	2,4	3,0	3,6	4,2	4,6	5,0	5,2
	sója fazuľová	KA	1,0	1,3	1,8	2,3	3,0	3,5	3,9	–	–
		BA	1,0	1,9	2,9	–	–	–	–	–	–
	pšenica letná f. ozimná	KA	1,2	1,8	3,0	3,5	4,3	5,5	–	–	–
		BA	1,2	1,7	2,2	3,3	4,0	4,9	5,1	5,5	–
3.	lucerna III. úž. rok	KA	1,0	1,6	2,8	3,9	4,1	5,2	5,7	–	–
		BA	1,2	2,1	2,7	3,6	4,0	4,4	5,3	5,5	–
	kukurica siatá na zrna	KA	1,4	2,0	2,2	2,6	3,2	4,3	4,7	5,1	5,3
		BA	1,6	2,1	2,5	2,8	3,5	4,6	4,8	5,0	–
	hrach siaty	KA	1,2	1,6	2,1	2,9	3,2	3,5	3,8	4,2	–
		BA	1,1	2,2	3,3	3,8	–	–	–	–	–
	pšenica letná f. ozimná	KA	1,1	2,4	2,9	3,9	4,3	4,9	5,4	–	–
		BA	1,1	2,4	2,9	3,9	4,3	4,9	5,4	–	–

V 2. oševnom postupe s rovnakým zastúpením strukovín a pšenice letnej f. ozimnej kritické hodnoty merného odporu boli namerané v hĺbke 0,20 m v roku 1998 pri hrachu siatom na konvenčnom variante a pri pšenici letnej f. ozimnej v roku 2001 pri oboch variantoch prípravy pôdy. V roku 2000 pri sóji fazuľovej, aj keď nebola dosiahnutá dolná hranica kritického zhutnenia

(2,9 MPa), pri variante bez orby sa hrot sondy penetrometra dostal len do hĺbky 0,15 m. Dá sa predpokladať, že zvolený spôsob obrábania pôdy pri tejto plodine spôsobil zhutnenie spodných vrstiev pôdneho profilu. V hĺbke 0,30 m sa hodnoty merného odporu nachádzali v intervale 3,5 – 5,5 MPa, čo prevyšuje kritické hodnoty. V podornici bol merný odpor od 3,9 MPa (sója v roku 2000 pri konvenčnej agrotechnike) do 5,5 MPa (pšenica ozimná v roku 2001 pri bezorbovom variante). Je potrebné zdôrazniť, že hrot penetrometrickej sondy sa v roku 1999 v poraste pšenice letnej f. ozimnej dostal maximálne do hĺbky 0,45 m.

V 3. oševnom postupe v roku 2000 v poraste hrachu siateho na variante bez orby už v hĺbke 0,15 m bol nameraný merný odpor 3,3 MPa. Od hĺbky 0,20 m sa kritické hodnoty zistili pri lucerne III. úžitkový rok pri oboch variantoch spracovania pôdy, pri hrachu siatom na variante bez orby a pri pšenici letnej f. ozimnej pri oboch variantoch. V hĺbke 0,30 m boli až na hrach na konvenčnej agrotechnike všetky ďalšie namerané hodnoty vyššie než hodnoty pre kritické zhutnenie (4,3 – 4,9 MPa). V podornici boli hodnoty merného odporu vysoké (3,8 – 5,7 MPa) a hrot sondy prenikol maximálne do hĺbky 0,40 – 0,45 m.

V prípade jednotlivých oševných postupov na FMm vyššie hodnoty merného odporu boli zistené už v hĺbke 0,15 – 0,30 m. Pri porovnaní priemerných hodnôt podľa variantov prípravy pôdy mierne vyšší odpor bol nameraný na variante bez orby. Hodnoty kritického zhutnenia sa zistili v hĺbke 0,25 m pre bezorbový variant (4,1 MPa) a pre variant s konvenčným obrábaním pôdy (3,7 MPa). Priemerné hodnoty naznačujú, že už aj v tejto hĺbke môže dôjsť k zhutneniu. Pre obidva varianty prípravy pôdy už od hĺbky 0,30 m do 0,45 m boli namerané hodnoty vyššie než 3,8 – 4,2 MPa.

V 1. oševnom postupe na FMG (Tab. 4) bol kritický merný odpor nameraný už v hĺbke 0,15 m (3,3 MPa) v roku 2000 pri kukurici siatej na zrno na variante bez orby. V hĺbke 0,20 m boli kritické hodnoty zistené na oboch variantoch spracovania pri d'atelinotravných miešankách I. úžitkový rok, pri kukurici a bôbe na variante bez orby. V hĺbke 0,25 m iba v poraste kukurice na konvenčnom variante bol merný odpor tesne pod kritickou hranicou zhutnenia a pri všetkých ostatných plodinách boli hodnoty merného odporu od 3,2 MPa do 4,5 MPa. Od hĺbky 0,30 m už pri všetkých plodinách bol zistený merný odpor vyšší než kritické hodnoty. Podornica vykazovala vysoké hodnoty penetrometrického odporu (4,0 – 5,7 MPa), čo potvrdzuje vysokú náchylnosť ílovito-hlinitých pôd na zhutnenie.

V 2. oševnom postupe na FMG boli kritické hodnoty merného odporu namerané už v hĺbke 0,15 m pri konvenčnom variante kukurice (3,2 MPa), pri bezorbovom variante v poraste bôbu (3,6 MPa) a pšenici ozimnej (3,2 MPa). V hĺbke 0,20 m iba pri kukurici siatej bez orby nebola zistená kritická hodnota merného odporu. Pri všetkých ostatných plodinách bol odpor pôdy od 3,2 MPa do 4,6 MPa. Namerané hodnoty merného odporu pôdy poukazujú na zhutnenie ornice v tomto oševnom slede už v hĺbke 0,25 m pri všetkých pestovaných plodinách a oboch variantoch prípravy pôdy. V prípade bôbu sa hrot sondy nedostal ani do hĺbky 0,30 m, čo je zaujímavé predovšetkým v súvislosti s mohutným koreňovým systémom tejto plodiny. Merný odpor podornice tiež poukazuje na možnosť zhutnenia.

Tretí oševný postup bol na fluvizemi glejovej založený na hone s ílovitou zeminou (priemerný obsah ílovitých častíc 62,87 %). O náchylnosti ťažkých pôd k zhutneniu svedčia aj namerané hodnoty merného odporu. V poraste d'atelinotravných miešaniek III. úžitkový rok v hĺbke 0,15 m mal merný odpor hodnotu 3,5 MPa pri variante s konvenčnou agrotechnikou a 3,8 MPa pri variante bez orby. Pri následne pestovanej kukurici boli taktiež zistené vysoké hodnoty merného odporu, aj keď pri variante bez orby bol penetrometrický odpor nižší. Podobne ako pri predchádzajúcich dvoch oševných postupoch na FMG aj v tomto postupe boli v hĺbke 0,20 m namerané kritické hodnoty merného odporu. Pri d'atelinotravných miešankách III. úžitkový rok sa hrot penetrometrickej sondy pri variante bez orby dostal len do hĺbky 0,20 m. V hĺbke 0,30 m boli pri všetkých zaradených plodinách namerané kritické hodnoty. V tejto hĺbke bola v poraste kukurice pri konvenčnej agrotechnike zistená maximálna hodnota merného odporu 5,9 MPa a sonda sa ďalej nedostala. Pri variante bez orby sa v kukurici sonda dostala do hĺbky 0,25 m a nameraný odpor mal hodnotu 5,5 MPa. Namerané hodnoty merného odporu svedčia o zhutnení podornice a čiastočne aj ornice.

Pri porovnaní priemerných hodnôt na FMG podľa variantov obrábania pôdy mierne vyšší odpor bol nameraný na variante bez orby. Hodnoty kritického zhutnenia sa zistili v hĺbke 0,25 m pre obidva varianty. K zhutneniu pôdy môže dôjsť už aj v hĺbke do 0,30 m. Pri obidvoch variantoch prípravy pôdy už od hĺbky 0,30 m do 0,45 m boli namerané hodnoty výrazne vyššie než 3,2 – 3,7 MPa a dosahovali hodnoty 4,6 – 5,7 MPa.

Tab. 4 Merný odpor pôdy na fluvizemi glejovej [MPa]

osevný sled	plodina	variant	hlĺbka [m]								
			0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45
1.	ďatelinotrávy II. úž. rok	KA	1,2	1,7	2,2	3,4	4,2	4,9	5,3	5,5	5,7
		BA	1,3	2,0	2,8	3,8	4,4	5,3	5,6	–	–
	ďatelinotrávy III. úž. rok	KA	1,1	1,8	2,3	3,0	3,3	3,6	4,0	4,6	–
		BA	1,2	1,9	2,3	3,0	3,2	3,7	4,2	5,0	–
	kukurica siata na zrno	KA	1,6	2,2	2,5	2,8	3,1	3,9	4,6	–	–
		BA	1,7	2,4	3,3	3,8	4,5	4,9	–	–	–
2.	ďatelinotrávy III. úž. rok	KA	1,1	1,4	2,0	3,1	3,8	4,2	5,1	5,5	–
		BA	1,3	2,0	3,1	3,9	4,5	5,9	–	–	–
	kukurica siata na zrno	KA	1,3	1,9	2,4	3,2	4,0	5,2	5,8	–	–
		BA	1,1	1,6	2,8	3,9	4,1	5,2	5,7	–	–
	bôb obyčajný	KA	1,3	2,4	3,2	3,6	4,0	4,6	5,2	5,4	–
		BA	1,5	2,3	2,9	3,0	3,6	4,2	–	–	–
3.	pšenica letná f. ozimná	KA	1,3	1,8	2,5	3,3	4,0	4,5	5,1	–	–
		BA	1,5	2,9	3,6	4,6	4,8	–	–	–	–
	ďatelinotrávy I. úž. rok	KA	1,2	1,7	2,2	3,4	4,2	4,9	5,3	5,5	5,7
		BA	1,2	2,1	3,2	4,1	4,5	4,9	5,5	6,0	–
	ďatelinotrávy II. úž. rok	KA	1,2	1,6	2,8	3,9	4,3	5,2	5,7	5,9	–
		BA	1,4	1,9	2,3	2,9	3,4	4,1	4,5	5,6	–
	ďatelinotrávy III. úž. rok	KA	1,0	1,2	1,5	1,9	2,6	3,2	3,7	–	–
		BA	1,3	1,8	2,2	2,8	3,2	3,5	–	–	–
	kukurica siata na zrno	KA	1,4	2,9	3,5	3,8	4,9	5,5	–	–	–
		BA	1,6	2,9	3,8	4,6	–	–	–	–	–
		KA	1,4	2,1	4,2	5,2	5,7	5,9	–	–	–
		BA	1,3	2,2	3,2	4,5	5,5	–	–	–	–

Namerané hodnoty merného odporu fluvizemí poukazujú na vysokú náchylnosť hlavne fluvizemí glejových na zhutnenie. Zvlášť významne sa to prejavilo v podornici. V priemere vyššie hodnoty merného odporu pôdy boli namerané pri variante bez orby. Namerané hodnoty indikujú zhutnenie podornice a v niektorých prípadoch aj spodných vrstiev ornice.

ZÁVER

Pre udržanie dosiahnutého stupňa pôdnej úrodnosti a celkové zlepšenie základných vlastností stredne ťažkých a ťažkých pôd na VSN je potrebné naďalej realizovať zúrodňovacie opatrenia neinvestičného charakteru. Len v prípade zabezpečenia pravidelného prísunu organickej hmoty do pôdy, melioračného vápnenia a podryvania sa výhľadovo budú môcť vo väčšej miere uplatňovať aj minimalizačné či bezorbové technológie bez rizika znižovania úrodnosti pôdy.

Vysoké hodnoty merného odporu už v ornici naznačujú, že zhoršovanie fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností ťažkých, ale aj stredne ťažkých pôd VSN môže byť prekážkou uplatňovania energeticky výhodných pôdoochranných technológií.

LITERATÚRA

- Demo, M. a kol., 1995: Obrábanie pôdy. 1. vyd. Nitra: SPU, 1995. 315 s.
- Demo, M. – Bielek, P. a kol., 2000: Regulačné technológie v produkčnom procese poľnohospodárskych plodín. 1. vyd. Nitra: SPU, 2000. 667 s.
- Šimon, J. – Lhotský, J. a kol., 1989: Zpracování a zúrodňování půd. 1. vyd. Praha: SZN, 1989. 320 s.
- Vilček, J., 1998: Interpretácia bonitácie pôd na Východoslovenskej nížine. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. Michalovce, OVÚA, 1998. s. 207 – 212.

OBSAH ŠKODLIVÝCH ELEMENTOV V PÔDACH A BYLINÁCH NUDÁLNEJ BUČINY OVPLYVNENEJ IMISIAMI HLINIKÁRNE

The Contents of Harmful Elements in the Soil and Herbs of Hudal Beech Stand as Influenced by the Imissions of Aluminum Plant

Ján KUKLA, Ivana HAVRANOVÁ

Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen,
e-mail: kukla@sav.savzv.sk

Abstrakt

V práci sú uvedené prvé výsledky výskumu zameraného na účinky dlhodobého znečisťovania lesných ekosystémov priemyselnými imisiami pochádzajúcimi zo Závodov SNP, a.s. v Žiari nad Hronom. Výrazne zvýšený obsah celkového Al vo vrchnej 0 – 10 cm hrubej vrstve pôdy sa zistil na TMP Žiar nad Hronom, ktorá je od hlinikárne vzdialená len 2 km. V uvedenej pôdnej vrstve sa zároveň zistila aj zvýšený obsah As. Najviac tolerantné voči pôsobeniu Al sa javia druhy *Galium odoratum* a *Dentaria bulbifera*, v ktorých bol obsah Al vyšší ako 1 000 mg.kg⁻¹ sušiny, zatiaľ čo v druhoch *Carex pilosa* a *Dryopteris filix-mas* bol približne o 40 – 60 % nižší. Najviac arzénom zaťažená plocha je TMP Žiar nad Hronom, kde sa v druhoch *Carex pilosa* a *Galium odoratum* nahromadilo 0,719, resp. 0,753 mg As.kg⁻¹ sušiny. Druh *Dentaria bulbifera* je dobrým indikátorom prítomnosti chrómu v životnom prostredí. Akumuloval Cr aj na tých plochách, kde ho ostatné druhy bylín nehromadili. Najvyšší obsah Cr sa zistil v druhoch rastúcich na EES Kremnické vrchy a ploche Hudcov vrch, ktoré sú od zdroja emisií najvzdialenejšie, najnižší bol v rastlinách na TMP Žiar nad Hronom (najbližšej k zdroju emisií). Tento jav súvisel tak s obsahom Cr v pôdach, (minimum na ploche vo Vydričnej doline), ako aj s rozpustnosťou chrómu, ktorá závisí od reakcie pôdy (minimum na TMP Žiar nad Hronom).

Kľúčové slová: pôda, škodlivé elementy, byliny, imisie hlinikárne

Abstract

Paper deals with first research results focused on impact of long-time pollution of beech ecosystems by industrial imissions discharging from aluminium plant in Žiar nad Hronom. Highly increased content of total Al in the top 10 cm thick soil layer was found at TMP Žiar nad Hronom distant only 2 km from aluminium plant. In this soil layer was in the some time found also increased content of arsenic. The most tolerant against impact of imissions appear the species *Galium odoratum* and *Dentaria bulbifera* with Al content higher as 1 000 mg.kg⁻¹ of dry matter, while in species *Carex pilosa* and *Dryopteris filix-mas* it was lower about 40 – 60 %. The most by As loading plot is PMP Žiar nad Hronom where in species *Carex pilosa* and *Galium odoratum* was accumulated 0,719 and 0,753 mg As.kg⁻¹ of dry matter, respectively. The *Dentaria bulbifera* species is good indicator of Cr presence in environment. It accumulated Cr also in those plots where it was not accumulated by other species. The maximum of Cr was found in species growing on EES Kremnické vrchy Mts and plot Hudcov vrch – the most distant plots from source of emissions, the minimum was in plants at TMP Žiar nad Hronom (the close plot to source of imissions). This phenomenon was connected as with content of Cr in soils (minimum was at plot in Vydričná dolina) as with solubility of Cr, which depends on soil reaction (minimum pH was at TMP Žiar nad Hronom).

Key words: soil, harmful elements, herbs, imissions of aluminium plant

ÚVOD

Znečistené ovzdušie spolu s globálnymi zmenami klímy sú dnes považované za hlavné činitele zhoršujúceho sa stavu lesov a životného prostredia vôbec. K najcitlivejším voči pôsobeniu znečisteného ovzdušia patria lesné ekosystémy, čo vyplýva z biologickej podstaty lesa – jeho dlhého životného cyklu. Lesné dreviny sú rovnako ako byliny trvalo viazané na určité stanovište a značná časť ich koreňovej sústavy sa rozvíja v najvrchnejších, najviac kontaminovaných vrstvách pôd.

Medzi veľkých znečisťovateľov životného prostredia na Slovenska patria Závody SNP a.s. Žiar nad Hronom, v ktorých bol prvý hliník vyrobený už v auguste roku 1953. Od roku 1960 sa začína s rôznymi opatreniami na zníženie emisií, avšak až koncom roka 1996 dochádza k úplnej modernizácii výroby, zavedením technologického postupu elektrolytického rozkladu oxidu hlinitého s použitím vopred vypaľovaných anód (Kafka, Schwarz 1998). Zatiaľ čo v roku 1995 závod emitoval 469 ton tuhých znečisťujúcich látok, v roku 2001 už len 207,1 ton. Napriek tomu zaťaženie územia škodlivými látkami v dôsledku dlhoročnej kontaminácie pôdy, vody a bioty naďalej pretrváva, a preto je mu potrebné venovať náležitú pozornosť.

MATERIÁL A METODIKA

V rôznej vzdialenosti od Závodov SNP a.s. v Žiari nad Hronom, na SZ úpätí Štiavnického pohoria, nachádzajúcom sa v smere prevládajúcich vetrov, boli založené štyri výskumné plochy. Piata – kontrolná, podľa literárnych poznatkov relatívne imisiami nezasiahnutá plocha (Kontrišová, Kontriš 1993, Ditmarová 2001, Machava 2002), je súčasťou Ekologického experimentálneho stacionára (EES) Kremnické vrchy.

Vzorky pôd zatriedených v zmysle Kolektívu (2000) boli odoberané po 10 cm vrstvách do hĺbky 30 cm, a to z reprezentatívnych pôdných sond a dvoch zákopkov náhodne rozmiestnených v ich okolí.

Zrnitostné zloženie jemnozeme sa stanovilo pomocou laserového analyzátora (FRITSCH analysette 22), obsah sušiny a hygroskopické vody gravimetricky. Pôdna reakcia sa stanovila pomocou digitálneho pH-metra pri pomere jemnozeme k vode, resp. 1 M KCl 1:2,5 (Šály, Ciesarik 1991). V laboratóriách LVÚ Zvolen sa a po vylúhovaní v lúčavke kráľovskej stanovil celkový obsah Al (AES-ICP), As (ETA-AAS) a Cr (FAAS-AA).

Fytocenologické zápisy na ploche 400 m² sa vykonali v zmysle Zlatníka (1976) a geobiocenózy boli zatriedené v zmysle Hančinského (1972). Názvy rastlinných taxónov sú uvedené v zmysle Dostála (1989). Metódou nepriameho odberu bolo odobratých 30 – 50 jedincov štyroch dominantných bylinných druhov (*Carex pilosa*, *Dentaria bulbifera*, *Galium odoratum* a *Dryopteris filix-mas*), v trojnásobnom opakovaní (Kubíček 1977).

Asimilačné orgány odobraných jedincov bylinných druhov sa pri teplote 85°C sušili počas 48 hodín a ich suchá hmotnosť sa stanovila s presnosťou na 0,001g (Dikyjová 1989). Vzorky sa zomleli na achátovom mlyne firmy Fritsch a po ich zmineralizovaní (tl. miner. HNO₃ v MDS 200) bol celkový obsah Al (AES-ICP), As (ETA-AAS) a Cr (FAAS-AA) stanovený v laboratóriách LVÚ Zvolen.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pôdy geobiocenóz sa vytvorili zo svahovín andezitových tufových aglomerátov (EES Kremnické vrchy, Vydričná dolina, Hudcov vrch), miestami prekrytých sprašovou hlinou (Gráfovská), alebo z ryolitových až ryodacitových tufov až tufových aglomerátov prekrytých sprašovou hlinou (TMP Žiar nad Hronom).

Zrnitostne ide prevažne o pôdy hlinité, na ploche Gráfovská aj ilovitohlinité (tab. 2). Posun frakcie fyzikálneho a hrubého ílu v pôdnom profile je badateľný na EES Kremnické vrchy, ako aj na plochách Gráfovská a Vydričná dolina. K akumulácii ílu došlo v 10 až 30 cm hĺbke uvedených pôd. Piesková frakcia dosahuje spravidla okolo 30 %. Dominuje v nej frakcia hrubého piesku, podiel ktorej je vyšší ako 80 %.

Tab. 1 Granulometrické zloženie skúmaných pôd

Výskumná plocha	Pôda	Horizont		Frakcie jemnozeme [mm]							Zatriedenie vzoriek			
		kód	vrstva	íl		prach			piesok		Novák (1952)	Trojuholníkový diagram ČSN 72 1002		
				fyzikálny	hrubý	hrubý	hrubý	jemný	hrubý					
				<0,002	<0,01	0,01-0,05	0,01-0,063	0,002-0,063	0,05-0,1	0,1-2,0			ČSN 721002	ČSN 721002
				[%]									0,063-2,0	0,063-2,0
EES Kremnické vrchy	kambizem andozemná	Aua	0-10	8,85	32,47	31,07	33,52	57,14	8,78	27,45	33,78	hlinitá	prachovitý piesok hlina	
			10-20	11,49	38,32	32,36	33,86	60,69	4,57	24,63	27,70		piesočnatá hlina	
		Bvn	20-30	10,84	34,59	32,43	34,65	58,40	7,04	25,78	30,60		prachovitý piesok	
			30-40	9,94	31,56	32,16	34,35	55,97	8,09	27,98	33,88			
		B/C	50-70	8,69	30,87	38,28	42,10	64,28	13,35	17,30	26,83			
TMP Žiar nad Hronom	kambizem luvizemná pseudoglejová	A+B	0-10	10,64	39,38	32,64	33,12	61,86	1,07	26,89	27,48	hlinitá	hlina	
		Bvt	10-20	11,14	39,37	35,10	35,70	63,93	1,85	23,68	24,93			
			20-30	11,94	40,34	36,16	37,42	65,82	3,27	20,22	22,23			
		Bvg ₁	30-40	11,91	40,87	37,83	39,66	68,62	3,37	14,88	16,42			
		Bvg ₂	50-70 80-100	12,52 13,15	36,41 44,93	37,57 40,34	40,17 41,65	64,06 73,43	8,29 3,23	17,65 11,48	23,34 13,40			
Gráfovská	luvizem modálna	A+El	0-10	17,29	48,17	33,84	33,97	64,85	0,29	17,70	17,86	ílovitá	ílovitá hlina	
			10-20	24,30	61,03	20,78	20,83	57,56	0,06	18,14	18,15			
		Bt	20-30	22,47	53,89	28,94	29,14	60,56	0,36	16,80	16,96			
		Bv ₁	30-40	19,39	50,70	34,66	35,52	66,83	1,61	13,01	13,76			
		Bv ₂	50-70 80-100	19,04 13,29	54,61 48,46	34,33 37,80	34,92 38,75	70,49 73,92	0,93 1,93	10,12 11,78	10,46 12,76			
Vydričná dolina	luvizemná modálna	A+El	0-10	9,18	35,33	30,24	30,97	57,12	1,92	32,51	33,70	hlinitá	prachovitý piesok	
		El	10-20	11,21	40,08	28,18	28,86	57,73	1,95	29,77	31,04		piesočnatá hlina	
		Bt	20-30 35-45	14,21 13,91	43,18 41,01	27,56 28,19	27,85 28,73	56,82 55,83	0,61 1,18	28,65 29,61	28,97 30,25		hlina	
		Bvt ₁	50-70 80-90	10,73 11,30	34,77 35,31	31,26 35,51	32,94 36,41	56,98 60,42	5,88 2,84	28,01 26,32	32,21 28,26		piesočnatá hlina	
		Bvt ₂	100-120	10,00	27,27	29,06	30,02	47,29	2,93	40,72	42,69		piesočnatá hlina	
Hudcov vrch	kambizem modálna	A+B	0-10	10,14	35,76	33,38	33,86	59,48	1,15	29,71	30,38	hlinitá	piesočnatá hlina	
			10-20	13,68	36,23	27,48	29,69	52,24	6,85	29,40	34,04			
		Bv ₁	20-30	13,27	37,43	27,99	29,63	53,79	5,03	29,51	32,90			
			30-40	14,99	38,80	26,46	27,78	51,59	3,94	30,77	33,39			
		Bv ₂	50-80 80-100	18,50 12,91	44,19 42,67	26,91 31,69	28,10 33,23	53,79 62,99	2,72 4,12	26,16 21,45	27,69 24,03			

Sú to hlboké až veľmi hlboké pôdy spravidla s nízkym obsahom skeletu. Ich vodná kapacita je teda dostatočná a rast lesných porastov neobmedzuje ani v období suchších rokov. Výnimkou je len pôda na EES Kremnické vrchy, ktorá má v spodnej časti B horizontu zvýšený obsah prevažne tufového skeletu (70 – 80 % vo vrstve 50 – 80 cm). Táto pôda je výnimočná aj značnou hĺbkou prehumóznenia (10 cm), čo je typické pre kambizeme nachádzajúce sa na prechode k andozemiam. Napriek tomu terénna aplikácia Fieldes-Perrotovho testu indikovala len veľmi nízky obsah alofánov. Negatívne rast bukového porastu neovplyvňuje ani vlhkostne vylepšená pôda na TMP Žiar nad Hronom, pretože je oglejená len v spodnej polovici profilu (cca < 50 cm), t.j. mimo hlavného koreňového priestoru bukového porastu.

Veľmi dôležitou vlastnosťou pôd je ich reakcia. Pri lesných pôdach je to najviac skúmaná vlastnosť, ktorá súborne odráža procesy prebiehajúce v pôde (vymývanie bázičných kationov, ich odčerpávanie rastlinami, prísun látok z povrchového humusu a atmosferickej depozície, intenzitu biologickej činnosti, a pod.)

Skúmané pôdy nie sú výrazne zakyslené, ako by sa dalo vzhľadom na emisno-imisnú situáciu v oblasti Žiarskej kotliny očakávať (tab. 2). Je to spôsobené vysokou pufracnou schopnosťou hlinitých pôd vytvorených z materských hornín relatívne bohatých na ľahko zvetrateľné minerály. Ich aktuálna reakcia sa pohybuje spravidla v rozpätí $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 5 – 6, ktoré je charakteristické pre mezotrofný rad geobiocénov (Kukla, 1993). Na hornej hranici hemioligotrofného medziradu geobiocénov (limitné hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 3,9 – 4,9) sa nachádza len dlhodobou imisiou hliníkárne ovplyvňovaná pôda na TMP Žiar nad Hronom, ktorá je od Závodov SNP a.s. vzdialená len 2 km. V porovnaní so situáciou v polovici deväťdesiatych rokov minulého storočia, keď vo vrchnej časti tejto pôdy hodnoty $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ dosahovali 4,50, ide o podstatný vzrast reakcie odrážajúci zmenu technológie výroby hliníka. Hoci pokles pôdnej reakcie pod hodnoty 4,5 – 5,0 je sprevádzaný vzrastom rozpustnosti Al-oxidov a rýchlejšim rozrušovaním ílových minerálov a silikátov, na množstve ílu nahromadeného v strednej časti pôdneho profilu sa to výraznejšie neprejavilo.

Obsahy rizikových prvkov v pôdach závisia vo všeobecnosti od geologických faktorov a charakteru antropických vplyvov. Tak je tomu aj v prípade celkového hliníka, obsah ktorého v skúmaných pôdach nekoreluje s hodnotami pH (tab. 2). Obsah hliníka v horninách sa pohybuje v rozpätí 0,45 – 10 % (Kabata-Pendias a Pendias, 1989). V pôdach mierneho pásma je obsah Al asi o 20 % vyšší. Rozhodujúci je primárny obsah tohto elementu v materskej hornine. Nepriamo na uvedenú skutočnosť poukazuje aj výrazne nižší obsah Al v pôde vytvorenej z ryolitových tufových aglomerátoch na TMP v Žiari nad Hronom. Markantný rozdiel v množstve Al stanoveného vo vrstve 0 – 10 cm ($26\,000\text{ mg.kg}^{-1}$) a v nižších vrstvách ($16\,000 - 17\,000\text{ mg.kg}^{-1}$) možno jednoznačne pripísať dlhodobej imisnej záťaži tejto len 2 km od Závodov SNP, a.s. vzdialenej lokality. V povrchovej 0 – 10 cm vrstve ostatných pôd (s výnimkou lokality Hudcov vrch) je množstvo celkového Al najnižšie a maximum sa dosahuje vo vrstve 10 – 20 cm, čo môže byť spojené s eluviáciou tohto elementu. Pre fundovanejšie závery je však urobiť ďalšie analýzy, najmä uvoľniteľných množstiev rizikových prvkov.

Maximálne množstvo – $16,4\text{ mg As.kg}^{-1}$ pôdy, sa zistilo v 0 – 10 cm vrstve pôdy na lokalite Hudcov vrch, zatiaľ čo v nižších pôdnych vrstvách bolo len 2 – 3 mg As.kg^{-1} . Uvedené hodnoty sú prekvapujúco nízke, preto ich bude potrebné overiť. Hodnotu $16,1\text{ mg As.kg}^{-1}$ zistenú v 10 cm vrstve pôdy na TMP v Žiari nad Hronom možno podobne ako v prípade Al pripísať dlhodobej imisnej záťaži lokality. Mierne zaťažená sa javí aj lokalita Gráfovská, zatiaľ čo na ostatných plochách dosahuje obsah As v 0 – 10 cm vrstve pôdy minimum (tab. 2). V porovnaní s priemernou hodnotou $5,7\text{ mg As.kg}^{-1}$, ktorú pre pôdy SR udáva Vojtáš (2000), sú tieto hodnoty 2 – 3 násobne vyššie, čo poukazuje na značný vplyv imisií. Na druhej strane referenčná hodnota uvedená v Rozhodnutí MP SR č. 531/1994-540 činí až 29 mg As.kg^{-1} a smerná hodnota pre obsah As v pôdach NSR je 20 mg.kg^{-1} . Bachman a kol. (1996, in Vojtáš, 2000) uvádzajú pre ílové pôdy hodnotu 20 mg.kg^{-1} , pre pôdy hlinité 10 mg.kg^{-1} a pre piesočnaté pôdy 5 mg.kg^{-1} .

Tab.2 Reakcia pôd a celkový obsah niektorých rizikových prvkov

Výskumná plocha	Zdroj emisií	Pôda	Forma humusu	Vrstva		pH _{H₂O}	pH _{KCl}	Al	As	Cr
				horizont	cm			[mg.kg ⁻¹ sušiny]		
EES Kremnické vrchy (kontrola)	18 km	kambizem andozemná	kyslý mull	Aua	0 – 10	5,92	4,36	44 570	13,2	32,1
				Bvn	10 – 20	5,91	4,20	49 126	14,3	33,9
				Bvn	20 – 30	6,02	4,31	49 028	15,9	32,1
TMP Žiar nad Hronom	2 km	kambizem luvizemná pseudoglejová	typický moder	Aoq+Bvt	0 – 10	4,96	3,75	25 786	16,1	24,9
				Bvt	10 – 20	4,93	3,62	17 390	11,6	24,3
				Bvg ₁	20 – 30	4,88	3,55	16 407	12,8	23,9
Gráfovská	3 km	luvizem modálna	mullový moder	Aoq+El	0 – 10	5,71	4,72	21 875	14,7	25,6
				Bvt ₁	10 – 20	5,52	4,08	24 998	14,1	26,1
				Bvt ₁	20 – 30	5,42	3,94	23 673	14,9	24,5
Vydričná dolina	5 km	luvizem modálna	mullový moder	Aoq+El	0 – 10	5,48	3,86	31 689	11,3	21,6
				El	10 – 20	5,32	3,66	32 666	15,9	21,5
				Bvt ₁	20 – 30	5,62	3,84	32 456	14,1	21,5
Hudcov vrch	7 km	kambizem modálna	mullový moder	Aoq+Bv ₁	0 – 10	5,71	4,12	34 824	16,4	33,1
				Bv ₁	10 – 20	5,55	3,91	36 003	2,56	32,1
				Bv ₁	20 – 30	5,57	3,84	20 049	2,21	27,6

Chrómu je v zemskej kôre v priemere 80 mg.kg⁻¹, v pôdach NSR 5 – 100 mg.kg⁻¹. Smerná hraničná hodnota pre jeho obsah v poľnohospodárskych pôdach NSR činí 100 mg.kg⁻¹ sušiny (Scheffer, Schachtsagel, 1989). Podľa Kabata-Pendias a Pendias (1989) je v zemskej kôre asi 100 mg Cr.kg⁻¹ a v pôdach priemerne 65 mg Cr.kg⁻¹.

V rámci skúmaných plôch sa maximálny obsah chrómu zistil v pôdach, ktoré sa vytvorili z andezitových tufových aglomerátov (EES Kremnické vrchy 32,1 – 33,9 mg Cr.kg⁻¹, Hudcov vrch 27,6 – 32,1 mg Cr.kg⁻¹), najmenej Cr bolo v pôdach s prímiesou sprašovej hliny (absolútne minimum, 21,5 – 21,6 mg Cr.kg⁻¹, vo Vydričnej doline). Uvedené hodnoty neprekračujú rozpätie 10 až 50 mg Cr.kg⁻¹, ktoré Kloke (1974) považuje za najčastejšie sa vyskytujúce. V porovnaní s hodnotou 60 mg Cr.kg⁻¹, ktorú Bachman a kol. (1996) uvádzajú pre hlinité pôdy sú tieto koncentrácie podstatne nižšie. Priemerný obsah Cr v pôdach SR sa podľa Vojtáša (2000) pohybuje okolo 90 mg.kg⁻¹ (v hĺbke do 10 cm podľa Linkeša a kol. 1997 asi 73 mg.kg⁻¹) a referenčná hodnota uvedená v Rozhodnutí MP SR č. 531/1994-540 činí až 130 mg.kg⁻¹.

Hliník je bežnou zložkou všetkých rastlín. Avšak jeho potrebnosť pre rastliny nie je celkom dokázaná. Jeho obsah vo vyšších rastlinách sa pohybuje okolo 200 mg.kg⁻¹ sušiny, značne však závisí od rastových podmienok. Druhy hromadiace Al ho môžu v sušine obsahovať až 0,1 %. Symptómy toxického vplyvu Al sa pri väčšine rastlín najprv prejavujú na koreňoch. Množstvo koreňmi pasívne prijímaného Al a jeho transport do nadzemných častí je odrazom odolnosti rastliny voči Al, avšak nemusí ísť nutne o toleranciu k hliníku (Kabata-Pendias, Pendias, 1989).

V skúmaných rastlinách sa množstvo hliníka pohybovalo od 213 do 2 420 mg.kg⁻¹, t.j. v rozpätí 0,02 – 0,242 % (tab. 3). Ako najviac tolerantné voči pôsobeniu Al sa javia druhy *Galium odoratum* a *Dentaria bulbifera*, ktoré priemerne naakumulovali viac ako 1 000 mg Al.kg⁻¹ sušiny, zatiaľ čo druhy ako *Carex pilosa* a *Dryopteris filix-mas* približne o 40 – 60 % menej. Prekvapením sú vysoké obsahy hliníka zistené v rastlinách odobratých z EES Kremnické vrchy (kontrolná plocha), v prípade druhov *Carex pilosa* a *Galium odoratum* dosahujúce dokonca maximum. Naznačujú, že vysoká akumulácia hliníka v rastlinách mohla byť spôsobená synergickým vplyvom spoločného fyziologického pôsobenia napr. s Mg a P. Kabata-Pendias a Pendias (1989) uvádzajú, že synergizmus bol pozorovaný dokonca aj v prípade antagonistických párov elementov, čo je pravdepodobne spojené so špecifickými reakciami jednotlivých genotypov, alebo druhov rastlín.

Normálny obsah As v rastlinách sa pohybuje v rozpätí 1,0 – 1,7 mg.kg⁻¹, chrómu 0,1 – 0,5 mg.kg⁻¹, toxický sa nachádza v rozpätí 5 – 20 mg As.kg⁻¹ a 5 – 30 mg Cr.kg⁻¹ (Kabata-Pendias a Pendias, 1989). Podľa Chrenekovej (1982) dosahuje prirodzený obsah Cr v rastlinách 0,23 mg Cr.kg⁻¹ sušiny, zatiaľ čo Alloway (1990, in Vojtáš, 2000) považuje za normálny obsah 0,03 – 14 mg

Cr.kg⁻¹. Transferové koeficienty odrážajúce intenzitu prenosu rizikového prvku z pôdy do rastliny sú v prípade As a Cr nízke a dosahujú 0,01 – 0,1 (Kloke, 1974, Kabata-Pendias, Pendias, 1989).

Tab. 3 Obsah niektorých rizikových prvkov v bylinách

Výskumná plocha	Pôda	Taxón	Al	As	Cr
			[mg.kg ⁻¹ sušiny]		
EES Kremnické vrchy	kambizem andozemná	<i>Carex pilosa</i>	761	0,050	2,350
		<i>Galium odoratum</i>	2 420	0,050	5,040
		<i>Dentaria bulbifera</i>	1 262	0,055	2,230
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	683	0,738	0,732
		Priemer	1 282	0,223	2,588
TMP Žiar nad Hronom	kambizem luzizemná pseudoglejová	<i>Carex pilosa</i>	332	0,719	0,500
		<i>Galium odoratum</i>	974	0,753	0,500
		<i>Dentaria bulbifera</i>	1 443	0,081	1,020
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	978	0,050	0,500
		Priemer	932	0,401	0,630
Gráfovská	luzizem modálna	<i>Carex pilosa</i>	213	0,050	0,500
		<i>Galium odoratum</i>	759	0,251	0,500
		<i>Dentaria bulbifera</i>	656	0,050	1,190
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	441	0,203	0,500
		Priemer	517	0,139	0,673
Vydričná dolina	luzizem modálna	<i>Carex pilosa</i>	413	0,050	0,500
		<i>Galium odoratum</i>	544	0,050	0,715
		<i>Dentaria bulbifera</i>	815	0,050	1,500
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	654	0,050	0,652
		Priemer	607	0,050	0,842
Hudcov vrch	kambizem modálna	<i>Carex pilosa</i>	347	0,050	1,720
		<i>Galium odoratum</i>	1 006	0,050	2,350
		<i>Dentaria bulbifera</i>	987	0,050	1,290
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	446	0,050	0,702
		Priemer	697	0,050	1,516
Priemer		<i>Carex pilosa</i>	413	0,184	1,114
		<i>Galium odoratum</i>	1 141	0,231	1,821
		<i>Dentaria bulbifera</i>	1 033	0,057	1,446
		<i>Dryopteris filix-mas</i>	640	0,218	0,617

Ako najviac arzénom zaťažená plocha sa javí TMP Žiar nad Hronom, kde sa v druhoch *Carex pilosa* a *Galium odoratum* nahromadilo 0,719, resp. 0,753 mg As.kg⁻¹ sušiny (tab. 3). Približne rovnaké množstvo sa však zistilo aj v druhu *Dryopteris filix-mas* rastúcom na EES Kremnické vrchy (kontrola), čo do značnej miery prekvapuje a bude potrebné overiť. Druhy *Galium odoratum* a *Dryopteris filix-mas* rastúce na ploche Gráfovská mali vzhľadom k pozadovej hodnote (0,05 mg.kg⁻¹sušiny) tiež zvýšený obsah As (4 – 5 násobne), zatiaľ čo v jarnom lesnom heliofyte *Dentaria bulbifera* sa As prakticky neakumuloval. Tento druh je naopak dobrým indikátorom prítomnosti chrómu v životnom prostredí, pretože akumuloval chróm aj na tých plochách, kde ho ostatné druhy bylín nehromadili. Najvyšší priemerný obsah Cr sa zistil v druhoch rastúcich na EES Kremnické vrchy a Hudcov vrch, ktoré sú od zdroja emisií najvzdialenejšie, najnižší bol v druhoch rastúcich na TMP Žiar nad Hronom. Tento jav nemožno spájať len s obsahom Cr v pôdach, pretože najnižší obsah pôdneho Cr sa zistil na ploche vo Vydričnej doline. Rozpustnosť chrómu totiž závisí od reakcie pôdy (s jej poklesom sa znižuje), ktorá dosahuje minimum na TMP Žiar nad Hronom.

ZÁVER

Živé organizmy pomerne rýchlo a citlivo reagujú na negatívne zmeny prostredia – zvlášť rastliny, ktoré predstavujú nepohyblivú zložku ekosystému a ich koreňová sústava sa vyvíja v najvrchnejších, spravidla najviac kontaminovaných vrstvách pôd.

Prezentované čiastkové výsledky neposkytujú dostatok údajov pre vyslovenie definitívnych záverov. Ucelený obraz o emisno-imisnej situácii v skúmanom regióne, plošnom rozsahu a miere intoxikácie životného prostredia a rastlín, ich schopnosti indikovať prítomnosť škodlivých látok, môže poskytnúť až dlhodobější komplexný výskum vzťahov existujúcich medzi rastlinami lesných ekosystémov a pôdou, na ktorej rastú.

Acknowledgement

The authors are grateful to the Grant Agency for Science for a partial support of this work (Grant VEGA No. 2/4167/04).

LITERATÚRA

- Bublinec, E., 1981: Ekologické vlastnosti povrchového humusu pôdy v priemyselnej oblasti. *Lesnictví*, 27, 7: 635-650.
- Bublinec, E., 2000: Minulosť, prítomnosť a budúcnosť lesných pôd Slovenska. *Pedofórum 2000. Zborník príspevkov, VÚ Pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave*: 104 pp.
- Ditmarová, E., 2001: Bioindikácia fyziologického stavu buka v rozdielnych stresových podmienkach. *Dizertačná práca*: 80 pp.
- Dykyjová et al. 1989: *Metody studia ekosystemů*. ČAV Praha: 692 pp.
- Hančinský, L., 1972: *Lesné typy Slovenska. Príroda*, Bratislava 307 s.
- Kabata-Pendias, Pendias (1989): *Mikroelementy v počvach i rastenijach*. Moskva, Mir, 440 s.
- Kafka, R., Schwarz, M., 1998: Emisná a imisná situácia v okolí hlinikárne Žiar nad Hronom. III. Konferencia *Ovzdušie*, 19-21. máj 1998 T. Lomnica. SHMÚ Bratislava: 65-67.
- Machava, J., 2002: Vplyv zvýšených koncentrácií ťažkých kovov na zdravotný stav smreka a buka v modelových podmienkach a prírodnom prostredí. *Doktorandská dizertačná práca*, Zvolen: 158 pp.
- Maňkovská, B., 1997: Concentrations of nutritional and trace elements in spruce and beech foliage as an environmental indicator in Slovakia. *Lesnictví-Forestry*, 43, 3: 117-124.
- Kočík, K., Kulich, J., 1995: Kontaminácia agroekosystémov rizikovými prvkami a problematika ich sledovania v systéme pôda-rastlina. *Zborník: Problémy geológie, bioklimatológie a pedológie v súčasných prírodných podmienkach*. LF TU a ÚEL SAV Zvolen: 141-147.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. *Bazálna referenčná taxonómia*. VÚPOP Bratislava, Societas pedologica slovac, 76 s.
- Kontrišová, O., Kontriš, J., 1993: Regionalizácia imisnej záťaže záujmového územia Žiar nad Hronom. *Čistota ovzdušia*, XXIII, 2: 51-56.
- Kubiček, F., 1977: Metódy štúdia produktivity rastlín. *Acta ecologica*, Bratislava, 16, p. 8-30.
- Kukla, J., 1993: The direct determination of the geobiocene edaphic-trophic orders and interorders. *Ecológia* (Bratislava), 12, 4, p. 373-385.
- Kulich, Ducsay, L., 1996: Zhodnotenie devastácie ekosystému Žiarskeho regiónu in *zborník Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia*: 51-60.
- Mihálik, A., Bublinec, E., 1995: Ílovomineralogická charakteristika a vlastnosti pôd v prostredí maximálnej imisnej záťaže závodu na výrobu hliníka. *Lesnícky časopis-Forestry Journal*, 41, 1: 39-49.
- Scheffer/Schachtsagel, 1989:
- Šály, R., Ciesarik, M., 1991: *Pedológia. Návod na cvičenia*. VŠLD Zvolen, 123 s.
- Vojtáš, J., 2000: Analýza hygienického stavu pôd na Slovensku a návrh na doplnenie kódu bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek pre kontaminované pôdy. *PEDO-DISERTATIONS*, VÚPOP Bratislava, 122 s.
- Zachar, D., Sobocký, E., 1980: *Krajinársko-ozeleňovacie úpravy v imisnej oblasti Žiar nad Hronom*. *Lesnícky časopis* 26, 4: 317-330
- Zlatník, A., 1976: *Lesnícká fytocenologie*. SZN Praha, 495 s.

VÝVOJ OBSAHU ŽIVIN V PŮDĚ PŘI RŮZNÉM ZPŮSOBU HOSPODAŘENÍ

Development of Soil Nutrients Content at Different Farming Treatment

E. KUNZOVÁ, Z. BARTOŠOVÁ, V. BAIEROVÁ, D. LEDVINKOVÁ

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, ČR

e-mail: kunzova@vurv.cz

Abstrakt

Ke studiu změn obsahů přístupného fosforu, draslíku a půdní reakce jsme použili výsledky z pěti dlouhodobých výživářských stacionárních pokusů označovaných VOP, umístěných na ekologicky rozdílných stanovištích v Pohořelicích u Brna, Ivanovicích na Hané, Čáslavi u Kutné Hory, Víglaš i u Zvolena a Lukavci u Pacova. Bylo porovnáváno 17-ti leté období (1977 – 1997) na 4 variantách hnojení po sklizni každoročně odebíraných; (021 absolutní nula, pouze 1x za 4 roky vápněno), 011 (hnůj k okopaninám), 024 (hnůj + N₂) a 014 (hnůj + N₂PK). Během 17 let bylo v průměru hnojeno 70 kg N.ha⁻¹, 60 kg P.ha⁻¹, 115 kg K.ha⁻¹, 9 t. ha⁻¹ hnoje a 0,4 t.ha⁻¹ mletého vápence. U obsahu P došlo k jeho zvýšení v půdě na všech sledovaných variantách všech stanovišť (100 %). Draslík se zvýšil pouze u 25 %, nejvíce v Ivanovicích. Půdní reakce se zlepšila ve 35 %, na všech variantách v Čáslavi a ve Víglaš i (kromě 021).

Klíčová slova: půda, živiny, různý způsob hospodaření

Abstract

Results of five long-term stationary fertilizer experiments (denoted as VOP) were used to analyze the changes of the content of available phosphorus, potassium and soil pH. The experiments were conducted at Pohořelice at Brno, Ivanovice na Hané, Čáslav at Kutná Hora, Víglaš at Zvolen and Lukavec at Pacov, sites with wide range of soil-climate conditions. Data from seventeen years (1977 – 1997) and four treatments were compared. Soil samples were taken after harvest. The treatments were: 021 (without fertilization, only liming once every four years), 011 (manure applied to row crops), 024 (manure + N₂) and 014 (manure + N₂PK). Average doses of nutrients during 17 years were 70 kg N.ha⁻¹, 60 kg P.ha⁻¹, 115 kg K.ha⁻¹, 9 t. ha⁻¹ manure and 0.4 t.ha⁻¹ ground limestones. The content of P increased at all treatments and all locations (100 %). Potassium increased only at 25 % of cases, the most at Ivanovice. Soil pH improved in 35 %, in all treatments at Čáslav and Víglaš, except for treatment 021.

Key words: soil, nutrients, different treatment farming

METODIKA

Dlouhodobé výživářské pokusy VOP byly založeny na podzim 1956 na stanovištích Ivanovice na Hané, Čáslav a Lukavec u Pacova, na 4 honech s jednotným osevním postupem – se 12 variantami hnojení 4x opakovanými. Velikost modelových pokusných honů činí 40 arů, rozdělených na 48 parcel (8 x 8), sklizňová parcela je 5 x 5 m². Systém hnojení, dávky hnojiv a osevní postup je jednotný pro všechna stanoviště. Dávky živin jsou uváděny v kg čistých živin.ha⁻¹, hnůj a mletý vápenec v t.ha⁻¹. Dusík byl dodáván v LAV, fosfor v superfosfátu, draslík v draselné soli a hořčík v Kieseritu.

Tab. 1 Výrobní a klimatické podmínky stanovišť

Stanoviště:	Ivanovice na Hané	Čáslav u Kutné Hory	Lukavec u Pacova
Výrobní typ	řepařský	řepařský	bramborářský
Nadmořská výška v m n.m	225 m	263 m	620 m
Půdní podmínky:			
Půdní genetický typ	degradovaná černozem	silně degradovaná černozem	hnědá půda
Druh půdy	hlinitá na spraši	hlinitá	písčitohlinitá
Hloubka ornice	0,35 – 0,45 m	0,40 – 0,50 m	0,15 – 0,20 m
Klimatické podmínky:			
Suma ročních srážek	556 mm	590 mm	686 mm
Průměrná roční teplota	8,4°C	8,1°C	6,8°C
Klimatický region	teplý, mírně suchý	teplý, mírně vlhký	mírně teplý, vlhký

Tab. 2 Rozbory půd před založením pokusů

Stanoviště	pH/KCl	Přístupné živiny v mg.kg ⁻¹		
		P dle	K dle	Mg dle
		Egnera	Schachtschabela	
Ivanovice	7.1	25	138	111
Čáslav	6.5	30	108	114
Lukavec	6.4	21	276	152

Stanoviště	Celkový obsah živin v %					Fixované živiny mg.100g ⁻¹	
	N	P	K	Ca	Mg	NH ₄	K
Ivanovice	0.14	0.05	0.26	0.78	0.34	12.9	28.8
Čáslav	0.15	0.04	0.20	0.58	0.28	12.5	32.0
Lukavec	0.18	0.05	0.46	0.41	0.60	9.0	16.5

Tab. 3 Schéma hnojení variant u nichž jsou sledovány rozklady půd

Označení varianty	Organické hnojení u okopanin	Minerální hnojení vápnění u všech variant hnojení	Odběr vzorků půd
O11	hnůj	O	každoročně
O14	hnůj	N ₂ PK	každoročně
O21	absolutní O	(pouze vápnění)	každoročně
O24	hnůj	N ₂	každoročně

VÝSLEDKY

Při hodnocení změn po 17 letech sledování obsahu fosforu, draslíku a pH v dlouhodobých stacionárních pokusech jsme došli k následujícím závěrům: Obsah přístupného fosforu (viz tab. 4) se zvýšil u všech sledovaných variant, nejvíce v Čáslavi na variantě 014 (+73 mg.kg⁻¹ půdy). K nejmenšímu zvýšení došlo v Lukavci na var. 024 (+7 mg.kg⁻¹ půdy). Ke zvýšení obsahu přístupného draslíku (viz tab. 5) došlo pouze u třech variant v Ivanovicích (011 o 55 mg.kg⁻¹ půdy, 024 o 52 mg.kg⁻¹ půdy, a 014 o 48 mg.kg⁻¹ půdy) a k nepatrnému zvýšení na var. 011 v Čáslavi (+3 mg.kg⁻¹ půdy). Všechny ostatní varianty vykazovaly snížení obsahu. Změny v půdní reakci (viz tab. 6) se projevily kladně ve 35 % ve zvýšení půdní reakce od +0,02 do +0,53 v Čáslavi a Víglaš. U ostatních variant došlo ke snížení pH od -0,01 do -0,64.

Tab. 4 *Obsah přístupného fosforu v pokusech VOP (prům. 4 honů v mg.kg⁻¹ půdy)*

Stanoviště	Varianta	Obsah P		Rozdíl
		prům. 1997 – 1980	prům. 1994 – 1997	po 17 letech
Pohořelice	021	39	57	+18
	011	59	79	+24
	024	39	60	+21
	014	137	160	+23
Ivanovice	021	71	88	+17
	011	78	139	+61
	024	60	97	+37
	014	107	160	+53
Čáslav	021	20	46	+26
	011	24	55	+31
	024	22	44	+22
	014	51	124	+73
Víglaš	021	18	30	+12
	011	20	39	+19
	024	15	32	+17
	014	31	86	+55
Lukavec	021	11	25	+14
	011	21	35	+14
	024	16	23	+7
	014	61	98	+37

Tab. 5 *Obsah přístupného draslíku v pokusech VOP (prům. 4 honů v mg.kg⁻¹ půdy)*

Stanoviště	Varianta	Obsah K		Rozdíl
		prům. 1997 – 1980	prům. 1994 – 1997	po 17 letech
Pohořelice	021	173	147	-26
	011	240	195	-45
	024	222	169	-53
	014	341	288	-53
Ivanovice	021	132	123	-9
	011	153	208	+55
	024	109	161	+52
	014	195	243	+48
Čáslav	021	78	63	-15
	011	78	81	+3
	024	78	78	0
	014	135	123	-12
Víglaš	021	88	58	-30
	011	85	83	-2
	024	85	71	-14
	014	132	122	-10
Lukavec	021	119	70	-49
	011	160	113	-47
	024	135	82	-53
	014	242	155	-87

Tab. 6 *Vliv dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce v pokusech VOP*

Stanoviště	Varianta	pH/KCl		Rozdíl
		prům. 1997 – 1980	prům. 1994 – 1997	po 17 letech
Pohořelice	021	7.15	6.98	-0.17
	011	7.32	7.00	-0.32
	024	7.00	6.98	-0.02
	014	7.10	6.94	-0.16
Ivanovice	021	7.20	7.06	-0.14
	011	7.25	7.08	-0.17
	024	7.20	7.03	-0.17
	014	7.10	7.06	-0.04
Čáslav	021	6.42	6.86	+0,44
	011	6.65	6.94	+0,29
	024	6.26	6.77	+0,51
	014	6.28	6.81	+0,53
Víglaš	021	6.38	6.37	-0.01
	011	6.40	6.42	+0,02
	024	5.88	6.17	+0,29
	014	6.08	6.27	+0,19
Lukavec	021	6.55	5.91	-0.64
	011	6.48	6.08	-0.40
	024	6.05	5.80	-0.25
	014	6.28	5.79	-0.49

ZÁVĚR

Z hodnocení změn obsahu fosforu, draslíku a pH po 17 letech vyplývá, že pouhé hnojení dusíkem a dlouhodobé vynechání hnojení fosforem a draslíkem způsobuje vždy snížení základní půdní zásoby fosforu a draslíku. Půdní reakce se zvýšila pouze ve všech sledovaných variantách v Čáslavi, popř. ve Víglaši.

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení Výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky MZe 0002700601.

LITERATURA

- Baier, J., Baierová, V., Bartošová, Z., Ledvinková, D.: Výsledky anorganických rozborů rostlin, (získaných z pokusů v letech 1953-2000). VÚRV-OVR-LDVR, 2002, 140 s., ISBN 80-86555-21-6.
- Baierová, V., Bartošová, Z.: Změny v obsahu fosforu, draslíku a pH v dlouhodobých výživářských pokusech. ÚRODA, roč. 51, č. 11, 2003, s. 35-37.
- Baier, J., Baierová, V., Bartošová, Z., Ledvinková, D., Kohnová, I.: Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957-1998. VÚRV-OVR-LDVR, 2000, 176 s., ISBN 80-238-6434-3.

VLIV STANOVIŠTNÍCH PODMÍNEK NA STAV ŽIVIN V PŮDĚ

Effect of Site Conditions on Soil Nutrient Status

E. KUNZOVÁ, Z. BARTOŠOVÁ, V. BAIEROVÁ, D. LEDVINKOVÁ

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, ČR

e-mail: kunzova@vurv.cz

Abstrakt

Stanovištní rozdíly půdních rozborů na dlouhodobých výživářských pokusech označovaných VOP, založených v různých klimaticko-půdních podmínkách, jsou dominantní u všech námi sledovaných parametrů (pH v KCl, P, K a Mg stanovených metodou Mehlich III). Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v Ivanovicích (kromě pH u ječmene jarního s podsevem) a v Čáslavi. Přihnojení P oproti nehnojené variantě nejvíce účinkovalo v Lukavci a v Ivanovicích, ve kterých byl zjištěn i nejvyšší přírůstek draslíku (mg K.kg^{-1} půdy). Hořčík, kterým nebylo hnojeno, vykazoval výrazný stanovištní rozdíl v Ivanovicích, oproti Čáslavi a Lukavci. Velmi důležité je sledování změn agrochemických, fyzikálních a biologických vlastností půd při dlouhodobém intenzivním používání průmyslových hnojiv, popř. vynechání hnojení.

Klíčová slova: stanovištní podmínky, živiny, půda

Abstract

The dominant site effects were observed in soil agrochemical parameters (pH/KCl, P, K, and Mg determined by Mehlich III) in long-term fertilizer experiments (denoted as VOP) under various soil-climate conditions. The highest values were found in Ivanovice, except for spring barley under sown with clover and in Čáslav. The P fertilizing had the most pronounced effect (in comparison with unfertilized treatment) in Lukavec and Ivanovice. At the sites the highest increase of potassium (mg K.kg^{-1} soil) was observed as well. There was a pronounced difference in magnesium content in Ivanovice in comparison with Čáslav and Lukavec (no Mg fertilizers were used in the experiment). The study of agrochemical, physical and biological properties of soils is very important when high doses of inorganic fertilizers are used or in the case of their reduction.

Key words: site conditions, nutrients, soil

METODIKA

Dlouhodobé výživářské pokusy VOP byly založeny na podzim 1956 na stanovištích Ivanovice na Hané, Čáslav a Lukavec u Pacova, na 4 honech s jednotným osevním postupem – se 12 variantami hnojení 4x opakovanými. Velikost modelových pokusných honů činí 40 arů, rozdělených na 48 parcel (8 x 8), sklizňová parcela je 5 x 5 m². Systém hnojení, dávky hnojiv a osevní postup je jednotný pro všechna stanoviště. Dávky živin jsou uváděny v kg čistých živin.ha⁻¹, hnůj a mletý vápenec v t.ha⁻¹. Dusík byl dodáván v LAV, fosfor v superfosfátu, draslík v draselné soli a hořčík v Kieseritu.

Tab. 1 Výrobní a půdně klimatické podmínky stanovišť

Stanoviště:	Ivanovice na Hané	Čáslav u Kutné Hory	Lukavec u Pacova
Výrobní typ	řepařský	řepařský	bramborářský
Nadmořská výška v m n.m	225 m	263 m	620 m
Půdní podmínky:			
Půdní genetický typ	degradovaná černozem	silně degradovaná černozem	hnědá půda
Druh půdy	hlinitá na spraši	hlinitá	písčitohlinitá
Hloubka ornice	0,35 – 0,45 m	0,40 – 0,50 m	0,15 – 0,20 m
Klimatické podmínky:			
Suma ročních srážek	556 mm	590 mm	686 mm
Průměrná roční teplota	8,4°C	8,1°C	6,8°C
Klimatický region	teplý, mírně suchý	teplý, mírně vlhký	mírně teplý, vlhký

Tab. 2 Schéma hnojení variant u nichž jsou sledovány rozborů půd

Označení varianty	Organické hnojení u okopanin	Minerální hnojení vápnění u všech variant hnojení	Odběr vzorků půd
O11	hnůj	O	každoročně
O14	hnůj	N ₂ PK	každoročně
O21	absolutní O	(pouze vápnění)	každoročně
O24	hnůj	N ₂	každoročně

VÝSLEDKY

V povětrnostně extrémním roce 2003 se projevil výrazně vliv stanoviště. Z grafického vyjádření na obr. 1 je patrná nejvyšší půdní reakce v Ivanovicích a Čáslavi u honu 3 (ječmen jarní s podsevem). Obsah fosforu (graf 2) byl rovněž nejvyšší v Ivanovicích, na všech stanovištích nejvíce působilo plné hnojení. U draslíku (graf 3) je rozdíl mezi Ivanovicemi a ostatními stanovišti ještě markantnější, hodnoty K.mg⁻¹ půdy v Čáslavi a Lukavci dosahují zhruba polovičních obsahů než v Ivanovicích. To samé lze pozorovat u obsahu hořčíku (graf 4) a vápníku (graf 5).

Porovnání výsledků půdních rozborů na 021 (absolutní nula) z roku 1956 před založením pokusu, což vlastně představuje základní půdní úrodnost a její změny během sledování s hodnotami z roku 2003 jsme mohli provést pouze podle kritérií jednotlivých metod stanovení, neboť od roku 1956 až do roku 1998 byly půdní živiny stanovovány metodou: pH/KCl, P v mg.kg⁻¹ půdy dle Egnera, K a Mg v mg.kg⁻¹ půdy dle Schachtschabela. V roce 2003 byly půdní rozborů stanoveny metodou Mehlich III.

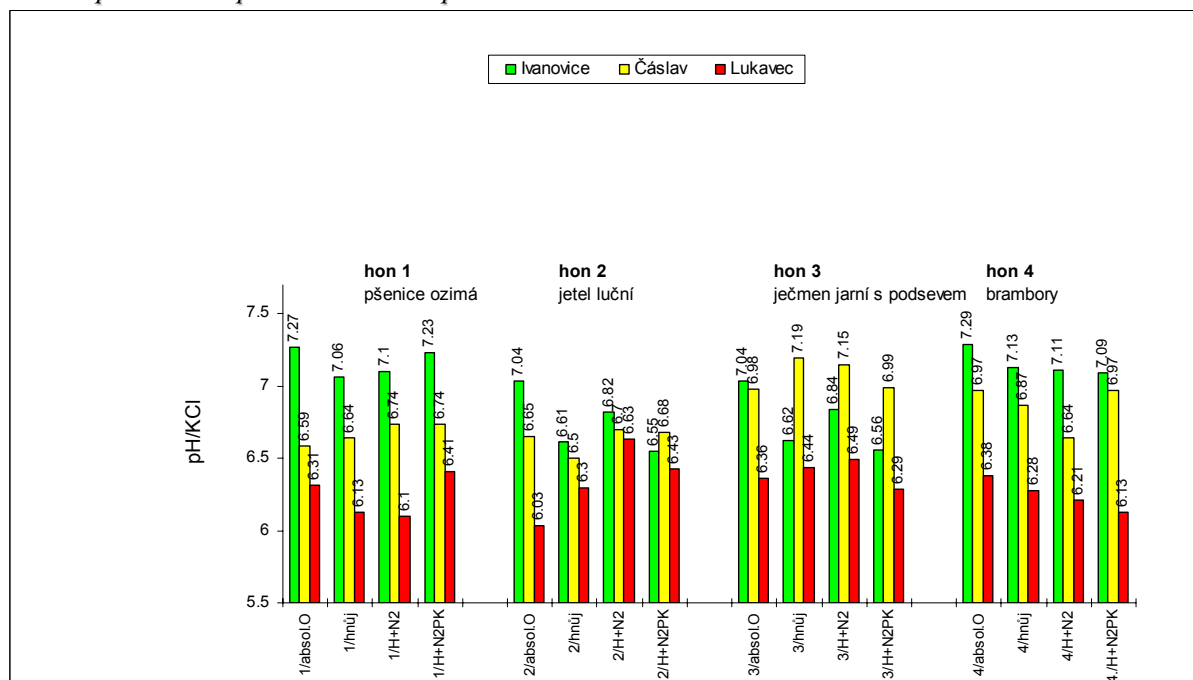
U fosforu v Ivanovicích a Lukavci nedošlo ke změně, pouze v Čáslavi hladina fosforu klesla. To samé platí pro draslík. Na všech stanovištích nedošlo ke změně obsahu hořčíku (touto živinou nebylo po celou dobu trvání pokusu na sledovaných variantách hnojeno). pH se v Ivanovicích a Lukavci nezměnilo, pouze v Čáslavi došlo k mírnému zlepšení.

Varianta 014 (hnůj + N₂PK). U fosforu v Ivanovicích a v Lukavci se zásoba zlepšila, v Čáslavi zůstala stejná. Draslík se zlepšil v Ivanovicích a Čáslavi, stejný zůstal v Lukavci.

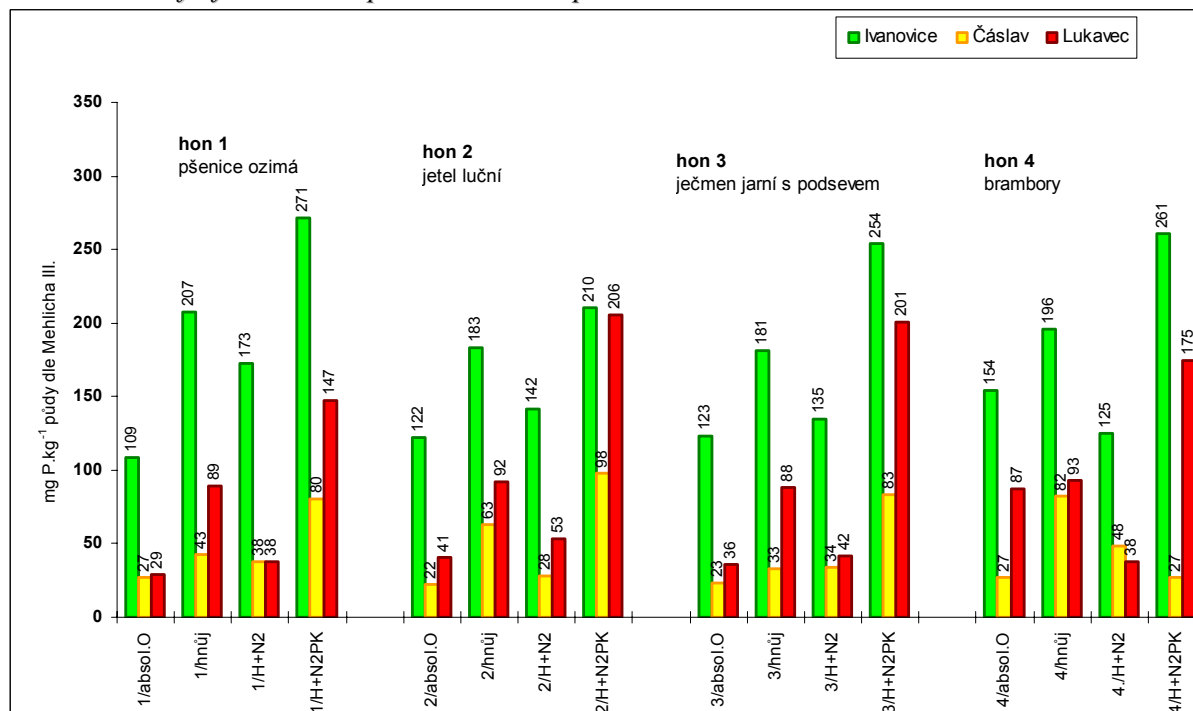
Varianta 024 (hnůj + N₂). Obsah fosforu v Ivanovicích a Čáslavi se mírně snížil, v Lukavci zůstal na stejné úrovni. Draslík se mírně zvýšil v Ivanovicích, stejný zůstal v Lukavci a k jeho mírnému snížení došlo v Čáslavi.

Závěrem je možno konstatovat, že k největšímu odčerpání z půdní zásoby dochází na méně úrodné černozemi v Čáslavi u fosforu. Větší změny v pH a obsazích půdních živin nebyly zaznamenány.

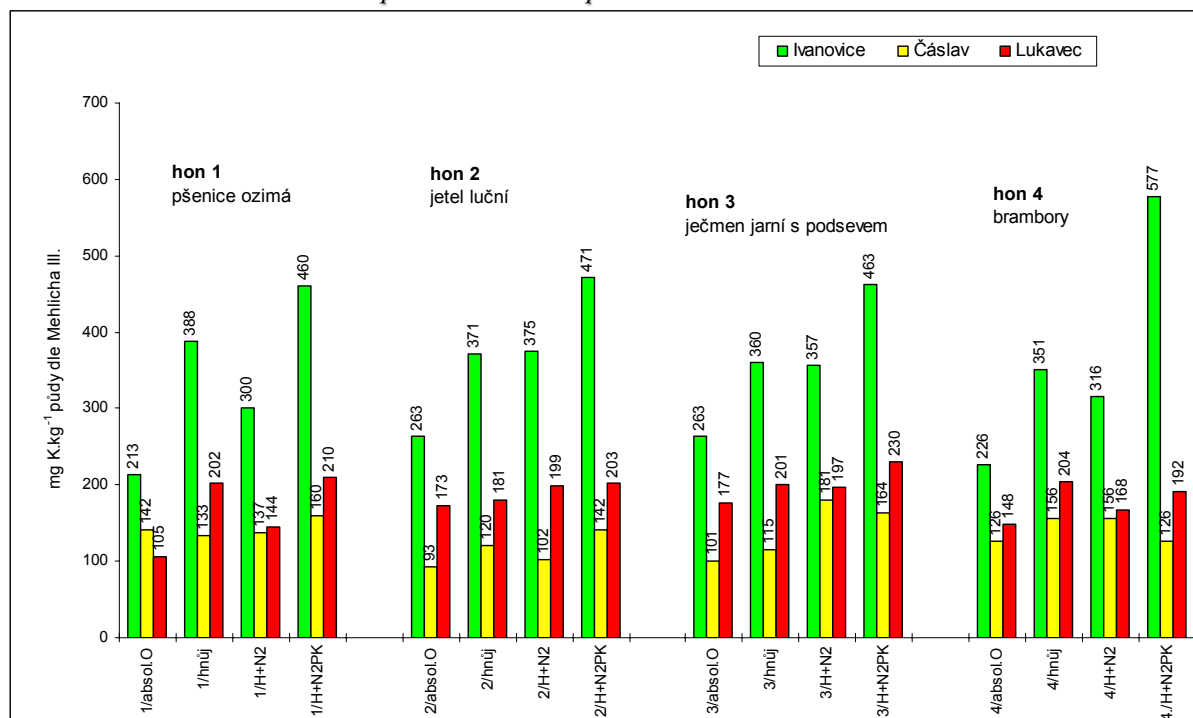
Graf 1 *pH v ornici po sklizni 2003 v pokusech VOP*



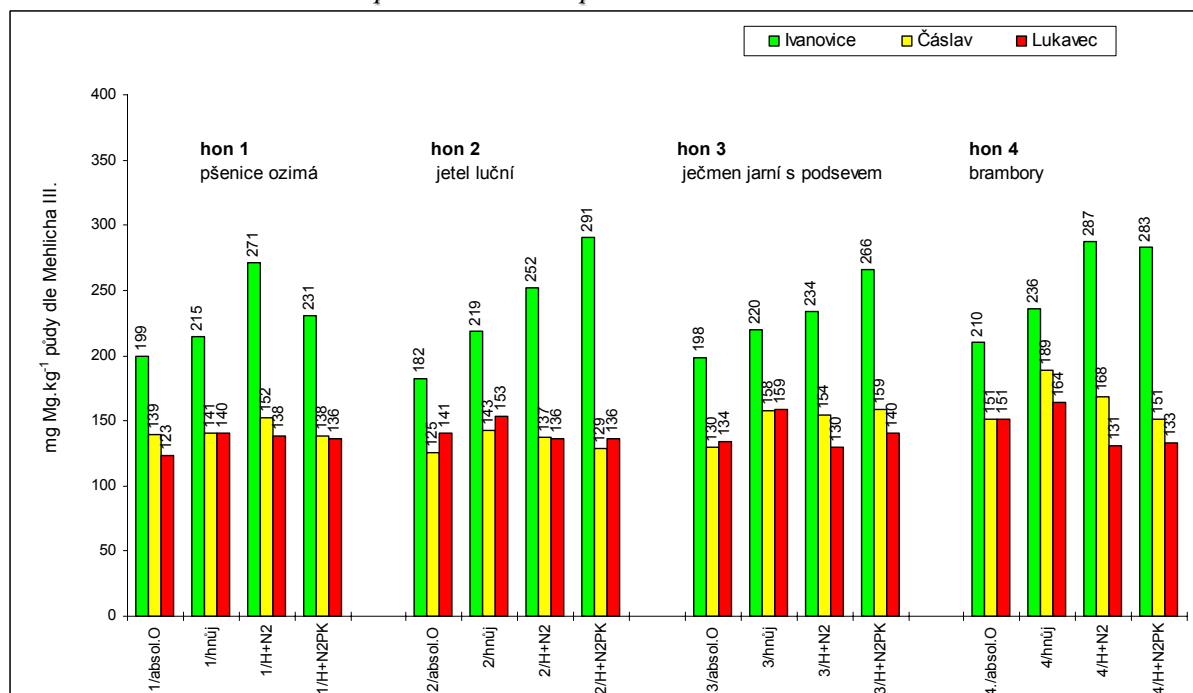
Graf 2 *Obsah fosforu v ornici po sklizni 2003 v pokusech VOP*



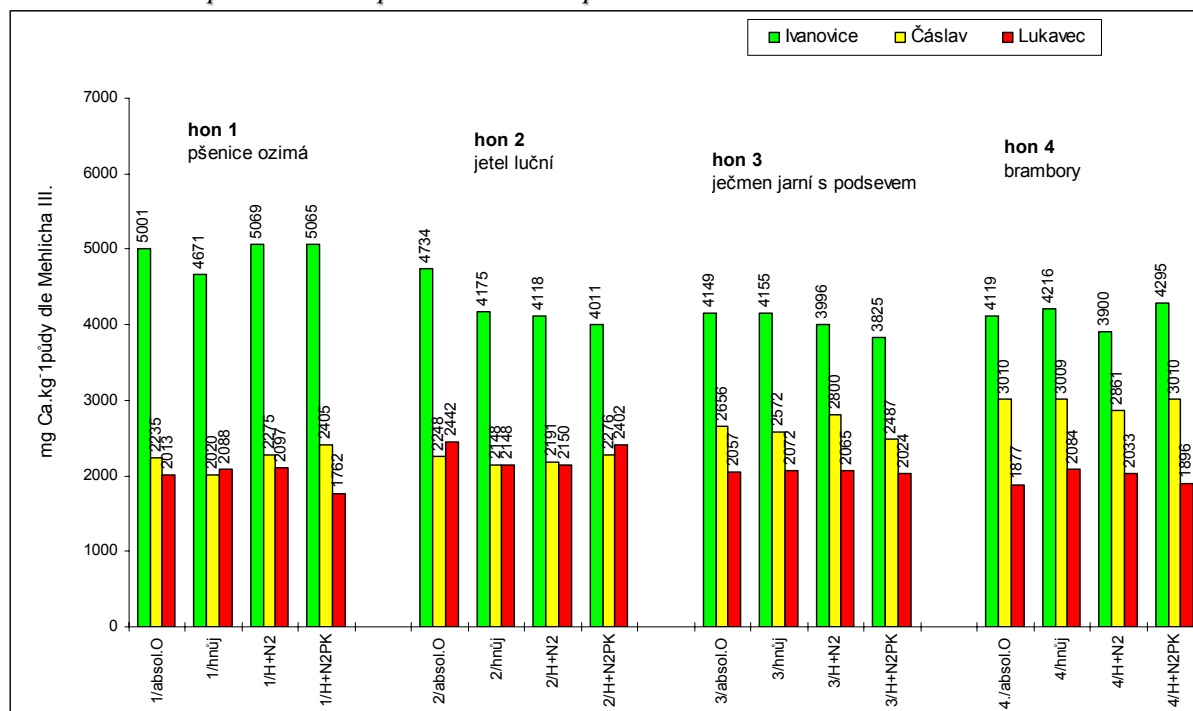
Graf 3 Obsah draslíku v ornici po sklizni 2003 v pokusech VOP



Graf 4 Obsah hořčíku v ornici po sklizni 2003 v pokusech VOP



Graf 5 Obsah vápníku v ornici po sklizni 2003 v pokusech VOP



ZÁVĚR

Půdní rozbor, které byly prováděny na dlouhodobých výživářských stacionárních pokusech (VOP), umístěných v různých klimaticko-půdních podmínkách, vykazují stanovištní rozdíly u všech parametrů, které byly sledovány (pH v KCl, P, K a Mg stanovených metodou Mehlich III).

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení Výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky Mze 0002700601

LITERATURA

- Baier, J., Baierová, V., Bartošová, Z., Ledvinková, D.: Výsledky anorganických rozborů rostlin, (získaných z pokusů v letech 1953 – 2000). VÚRV-OVR-LDVR, 2002, 140 s., ISBN 80-86555-21-6.
- Baier, J., Baierová, V., Bartošová, Z., Ledvinková, D., Kohnová, I.: Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957 – 1998. VÚRV-OVR-LDVR, 2000, 176 s., ISBN 80-238-6434-3.

VYUŽITIE INFORMÁCIÍ O PÔDE A PÔDNY PRIESKUM PRI POZEMKOVÝCH ÚPRAVÁCH

Use of Soil Information and Survey at Land Consolidation

Richard LAZÚR¹, Beáta BERECOVÁ², Darina REBIČOVÁ²

¹Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
lazur.vupu.sk

²Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Nábr. Za hydrocentrálou 6, 949 01 Nitra

Abstrakt

Základným cieľom pozemkových úprav je funkčne účelné usporiadanie vlastníctva pozemkov a ostatného nehnuteľného poľného majetku v území, ktorého organizácia bude daná agroekologickým potenciálom krajiny – požiadavkami ochrany a tvorby životného prostredia, efektívneho využitia pôdneho fondu a rozvíjania krajínovotvorných a iných environmentálnych funkcií poľnohospodárskej pôdy. Z tohto kontextu je zrejmý význam aktuálnych, komplexných a čo najpresnejších informácií o vlastnostiach, kvalite, funkciách a potenciáloch poľnohospodárskej pôdy. Dominantným poskytovateľom údajov o pôde a odborných služieb založených na poznaní pôdy (napr. vyhodnotenie ohrozenosti pôdy, environmentálneho potenciálu) je Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy v Bratislave. Zdrojom takýchto informácií v dostatočnej presnosti a relevantnej mierke pre celé územie poľnohospodárskej pôdy SR sú údaje o bonitovaných pôdno-ekologických jednotkách (BPEJ), obsahujúce v agregovanej štandardizovanej forme základné informácie o ekologických a agronomických vlastnostiach pôd. Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy preto vykonáva permanentnú aktualizáciu, zdokonaľovanie a spresňovanie Informačného systému o pôde vrátane Bonitačného informačného systému. Medzi príčiny nepresností možno zaradiť hlavne: hrubé chyby v klasifikácii pôd, chyby spôsobené prebratím nepresného polohopisu a výskopisu podkladových máp, nepresnosti spôsobené vývojom pôdneho krytu za posledných 40 rokov a nepresnosti spôsobené pôvodnou mierkou zostavovania pôdných máp.

Kľúčové slová: pozemkové úpravy, pôdny prieskum, informácie o pôde, BPEJ

Abstract

Fundamental purpose of land consolidation in Slovakia is to achieve functionally purposeful arrangement of property rights to the land and other field real estate properties in the area, where land management shall be driven by agro-ecological land potentials – factors of environmental protection and management, effective utilization of soil resources, and development of ecological and other environmental functions of agricultural soils. In such context significance of actual, complex and accurate information about soil properties appears to be crucial. Soil Science and Conservation Research Institute (SSCRI) plays a role of dominant provider of soil data and professional services based on soil knowledge. One of the sources of such data in relevant scale and quality are the BPEJ data, containing basic information about ecological and agronomical soil properties in standardized form. Maintenance, elimination of possible errors and strictness of Soil Information system (including BPEJ data) is one of the major SSCRI tasks. Main sources of errors in spatial soil data are: errors in soil classification, errors caused by incorrect topology of basic maps used for mapping, changes caused by soil cover development within last four decades and spatial incorrectness caused by original density of soil sampling and resulting scale of soil mapping.

Key words: land consolidation, soil survey, soil data, BPEJ

ÚVOD

Pozemkové úpravy v rozsahu a vo forme, v akej sa v súčasnosti vykonávajú na území Slovenska sú fenoménom, ktorý si vynútili hlavne spoločenské a nimi vyvolané ekonomické a právne zmeny po roku 1989. Na rozdiel od všeobecného chápania pozemkových úprav, ktorých hlavným cieľom je racionálne usporiadanie krajiny za účelom čo najefektívnejšieho využívania pôdy pri rešpektovaní prirodzených obmedzení (takéto „pozemkové úpravy“ prebehli na našom území v nedávnej minulosti počas kolektivizácie poľnohospodárstva počas tzv. „rozorávania medzí“, bez ohľadu alebo s malým ohľadom na vlastnícke práva k pozemkom), špecifikom pozemkových úprav ako ich poznáme u nás je ich hlavný cieľ: aktualizácia a obnova pozemkového vlastníctva a obnova výkonu vlastníckych práv k pozemkom. Inak povedané – vrátenie pozemkov pôvodným vlastníkom, alebo ich právnym nástupcom vrátane umožnenia fyzického disponovania s ich pozemkami, t.j. ich užívania.

Od roku 1991 začala štátna správa na úseku pozemkových úprav usporadúvať pozemkové vlastníctvo špeciálnym postupom spojeným aj s inými úlohami poľnohospodárstva, lesného hospodárstva a rozvoja vidieka všeobecne, v konaní o pozemkových úpravách podľa zákona SNR č. 330/1991 Zb. o pozemkových úpravách, usporiadaní pozemkového vlastníctva, pozemkových úradoch, pozemkovom fonde a pozemkových spoločenstvách, ktorý bol už viackrát novelizovaný. Základným cieľom zákona o pozemkových úpravách, v náväznosti na § 19 zákona č. 229/1991 Zb. (Zákon o pôde), je funkčne účelné usporiadanie vlastníctva pozemkov a ostatného nehnuteľného poľného majetku v území, ktorého organizácia bude daná agroekologickým potenciálom krajiny – požiadavkami ochrany a tvorby životného prostredia, efektívneho využitia pôdneho fondu a rozvíjania krajínotvorných a iných environmentálnych funkcií poľnohospodárskej pôdy. Pozemkové úpravy na lesnej pôde vykonávajú štátne organizácie lesného hospodárstva, na poľnohospodárskej pôde Úrad geodézie, kartografie a katastra SR (v katastrálnych územiach so zjednoteným katastrálnym operátom, cca 2/3 katastrov) a Ministerstvo pôdohospodárstva SR (v katastroch s nezjednoteným operátom, s neúplnými, nevyhovujúcimi alebo chýbajúcimi podkladmi katastra). Pôvodný zámer vykonať projekty pozemkových úprav v čo najkratšom čase na celom území štátu sa v priebehu pár rokov ukázal vzhľadom na mieru technických nezrovnalostí v evidencii KN, rozsah nesúladow medzi právnym a skutočným stavom, ako aj všeobecne prekvapivo nízku mieru zainteresovanosti vlastníkov ako nereálny. Preto bol v r. 1995 prijatý zákon č. 180 o niektorých opatreniach na usporiadanie pozemkového vlastníctva, ktorého cieľom je urýchlenie procesu usporiadania pozemkového vlastníctva. Podľa tohto zákona sa zostavujú registre obnovej evidencie pozemkov (ROEP).

Ako je zrejmé z predchádzajúceho, predmetom pozemkových úprav je najmä:

- racionálna organizácia využívania poľnohospodárskej pôdy v krajine s ohľadom na prirodzený potenciál pôdy, ekologickú stabilitu krajiny a preferencie človeka v jej využívaní
- spravodlivé usporiadanie pozemkového vlastníctva k poľnohospodárskej pôde, kde každý vlastník musí dostať pozemok rovnakej výmery a kvality (ceny), ako mal pôvodne, to sa realizuje prostredníctvom ocenenia pôdy

Z tohto kontextu je zřejmý význam aktuálnych, komplexných a čo najpresnejších informácií o vlastnostiach, kvalite, funkciách a potenciáloch poľnohospodárskej pôdy. Dominantným poskytovateľom údajov o pôde a odborných služieb založených na poznaní pôdy (napr. vyhodnotenie ohrozenosti pôdy, environmentálneho potenciálu) je Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy v Bratislave. Zdrojom takýchto informácií v dostatočnej presnosti a relevantnej mierke pre celé územie poľnohospodárskej pôdy SR sú údaje o bonitovaných pôdno-ekologických jednotkách (BPEJ), obsahujúce v agregovanej štandardizovanej forme základné informácie o ekologických a agronomických vlastnostiach pôd, umožňujúce určiť:

- optimálny spôsob využitia pôdy na konkrétnej lokalite,
- ohrozenie pôdy degradačnými faktormi,
- optimálny spôsob jej ochrany,
- a hlavne stanoviť cenu pozemkov v obvode pozemkových úprav.

Aj keď v súčasnosti existujú názory považujúce hodnotenie pôdy založené na systéme BPEJ za prekonané, je to stále hlavný a prakticky jediný spôsob zohľadnenia pôdných parametrov v pozemkových úpravách explicitne zakotvený vo všetkých relevantných právnych predpisoch.

Spolupráca VÚPOP so subjektami na úseku pozemkových úprav

1. Poskytovanie grafických údajov o BPEJ pre spracovateľov ROEP, ich aktualizácia a autorizácia. Prebieha na základe dohody medzi MP SR a ÚGKK SR, je financovaná formou každoročne obnovovaného kontraktu s MP SR. VÚPOP v rámci tohto kontraktu ročne spracuje požiadavky na aktualizáciu viac ako 500 katastrálnych území.
2. Aktualizácia údajov o BPEJ v súbore popisných informácií katastra nehnuteľností. Prebieha na základe požiadaviek Správ katastra nehnuteľností v katastrálnych územiach, kde je zapísaný ROEP alebo ZRPS, vykonáva sa periodicky každoročne.
3. Aktualizácia bonitácie poľnohospodárskych pozemkov v obvode pozemkových úprav, tematické štúdie na hodnotenie kvality a ohrozenosti pôd voči degradačným vplyvom (erózii apod.). Vykonáva sa na základe objednávky spracovateľov projektov pozemkových úprav. Podkladom pre aktualizáciu je digitálny terénny model, spracovaný podľa tematického merania výškopisu a terénny doplnkový pôdoznalecký prieskum.

Využitie údajov o pôde v projektovaní pozemkových úprav

Údaje o vlastnostiach poľnohospodárskej pôdy sa uplatňujú v procese projektovania pozemkových úprav vo viacerých etapách tohto procesu:

1. Pri oceňovaní pozemkov v obvode pozemkových úprav – registra pôvodného stavu (RPS). Objektívne ocenenie pôvodných pozemkov je základnou podmienkou spravodlivého vysporiadania pozemkového vlastníctva a určenia náhradných pozemkov, kde každý vlastník musí dostať pozemok rovnakej výmery a kvality (hlavným kritériom je kvalita pôdy podľa BPEJ), ako jeho pôvodný pozemok, ktorý mu z nejakých dôvodov nemôže byť vydaný. Oceňovanie sa vykonáva podľa BPEJ a podľa skutočne zisteného druhu pozemku (pri tematickom meraní polohopisu). Oceňovanie pozemkov podľa 5-miestnych BPEJ sa robilo podľa vyhlášky MF SR č. 465/1991 Zb., táto vyhláška bola v r. 2003 zrušená a nový predpis pre oceňovanie pozemkov pre potreby PPU podľa 7-miestnych BPEJ je v súčasnosti v medzirezortnom pripomienkovaní. Čo najobjektívnejšie ocenenie pozemkov je podmienkou pre odsúhlasenie rozdeľovacieho plánu a vytýčenie náhradných pozemkov, v ktorom sú dotknuté vlastnícke práca účastníkov projektu, preto možno objektívnosť a presnosť určenia BPEJ ako podkladu pre ocenenie považovať za podmienku kľúčového významu.
2. Pri šetrení nesúladoruhov pozemkov pri polohopisnom meraní v obvode pozemkových úprav. Stanovisko pôdnej služby je podmienkou zápisu druhov pozemkov pri šetrení nesúladoruhov medzi evidovaným a skutočným druhom pozemku.
3. Pri zostavovaní všeobecných zásad funkčného usporiadania územia. Vlastnosti, funkcie a potenciál pôd tu hrajú rozhodujúcu úlohu.
4. Pri návrhu rozdeľovacieho plánu ako podkladu pre vytýčenie náhradných pozemkov. Pri vytýčovaní náhradných pozemkov je potrebné rešpektovať zásadu rovnakej kvality pôvodných a náhradných pozemkov z hľadiska kvality a úrodnosti pôdy.
5. Pri zostavovaní Plánu verejných a spoločných zariadení a opatrení. V poľnohospodárskej krajine pozemkové úpravy okrem vyriešenia vlastníckych vzťahov umožňujú aj komplexne riešiť efektívne využívanie a ochranu poľnohospodárskej pôdy v súlade s vlastnosťami pôd a zlepšiť celkovú ekologickú stabilitu riešeného územia.

Aktualizácia pôdoznaleckých údajov.

Údajovou bázou takmer všetkých dodnes používaných informácií o pôde je Komplexný prieskum pôd SR, ktorý bol realizovaný v 60-tych a 70-tych rokoch minulého storočia. Vzhľadom na rozsah celého diela mali všetky doterajšie aktualizácie prevažne obmedzený a účelový charakter a informačné systémy o pôde vrátane bonitácie obsahujú stále určité nepresnosti, ktoré je potrebné v procese ich aktualizácie pred odovzdaním užívateľom odstrániť. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy preto vykonáva permanentnú aktualizáciu, zdokonaľovanie a spresňovanie Informačného systému o pôde vrátane Bonitačného informačného systému. Príčiny nepresností možno z hľadiska ich vzniku rozdeliť na subjektívne a objektívne:

Subjektívne nepresnosti: ide o hrubé chyby v klasifikácii pôd a plošnej interpretácii diagnostických znakov pedónov, spôsobené rozdielnou kvalitou personálu počas KPP. Viacerými systematickými celoplošnými kontrolami bola väčšina týchto chýb už odstránená, no stále sa môžu vyskytovať. Odstraňujú sa pri terénnom pôdoznaleckom prieskume (tzv. rebonitácii).

Objektívne nepresnosti: ide o chyby spôsobené objektívnymi skutočnosťami, v čase ich vzniku neodstrániteľné.

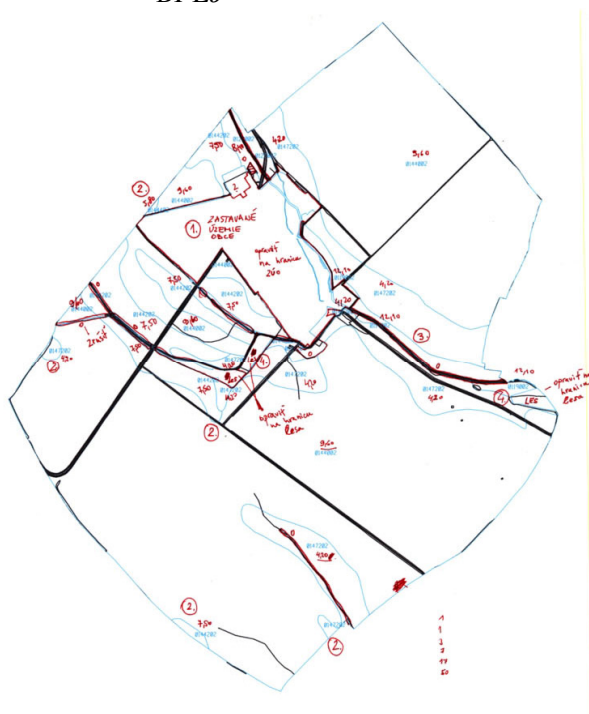
- Chyby spôsobené nepresnosťou polohopisu podkladových máp. Odstraňujú sa priebežne s využitím ortofotomáp, podkladov od spracovateľov ROEP (digitálneho katastra) a spracovateľov PPÚ (zamerania skutočného stavu).
- Chyby spôsobené nepresnosťou výškopisu podkladových máp. Majú za následok chybné určenie kódu sklonu a expozície (v niektorých prípadoch aj HPJ) v kóde BPEJ. Odstraňujú sa s využitím digitálneho modelu terénu, vytvoreného zo zamerania výškopisu v projekte PÚ, ktoré poskytujú spracovatelia PPÚ v rámci aktualizácie BPEJ pre ocenenie pozemkov v RPS.
- Chyby spôsobené úrovňou poznatkov o pôdach a ich klasifikácii v čase vzniku pôdných máp. Odstraňujú sa priebežne v rámci permanentnej aktualizácie.
- Nepresnosti spôsobené vývojom pôdneho krytu. Ide prevažne o zmeny pôdných vlastností spôsobené eróziou, zamokrením alebo vysušaním pôd, vedúce až k zmene diagnostických kritérií pre zaradenie do BPEJ. Odstraňujú sa pri doplnkovom pôdoznaleckom prieskume, niekedy sú indikované na ortofotomápach.
- Nepresnosti spôsobené pôvodnou mierkou, v ktorej sa vykonával prieskum pôd. Súčasný účel využívania údajov o pôde, vrátane bonitácie vyžaduje vyššiu presnosť a detailnosť, ako ich pôvodný účel, ktorým bolo poskytnutie vedeckých poznatkov o pôdnej úrodnosti pre veľkoplošné poľnohospodárstvo. Presnosť a detailnosť mapovania nepostačuje hlavne pre účely ocenenia pozemkov. Spresnenie bonitácie terénnym prieskumom sa vykonáva na podnet a náklady užívateľov.

Obrázky ukazujú príklady aktualizácie BPEJ na podklade digitálneho modelu terénu v obvode pozemkových úprav v katastrálnom území Nižná (okres Trnava):.

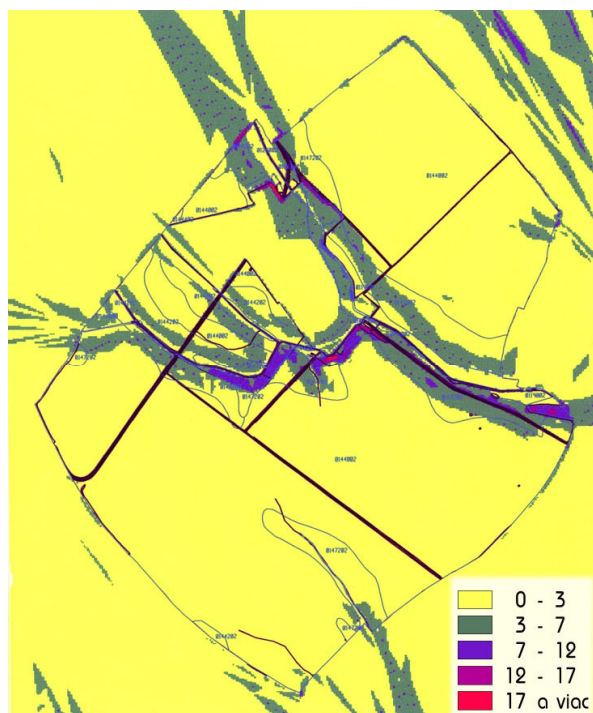
Obr. 1 Areály BPEJ na podklade ortofotomapy



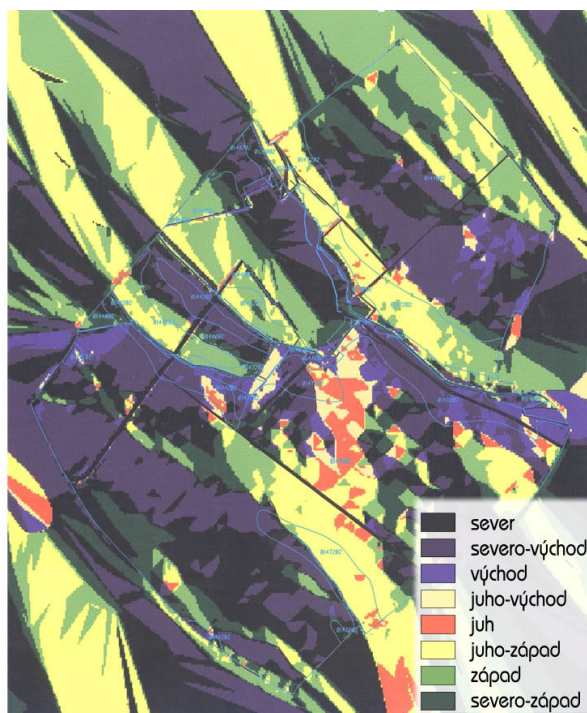
Obr. 2 Návrh projektanta na zmenu hraníc BPEJ



Obr. 3 Digitálna mapa kategórií sklonu



Obr. 4 Digitálna mapa expozície



ZÁVER

Pozemkové úpravy sú nástrojom na dosiahnutie takého funkčného usporiadania územia, ktoré umožní každému vlastníkovi pôdy disponovať so svojim majetkom pri rešpektovaní zásad ochrany a tvorby krajiny a potenciálov pôdy a iných zložiek životného prostredia. Ciele pozemkových úprav nie je možné uspokojivo plniť bez správnych a dostatočne podrobných informácií o vlastnostiach pôdy, jej potenciáloch a funkciách. Poskytovateľom takýchto informácií je Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, ktorý pre potreby spracovateľov projektov pozemkových úprav vykonáva permanentnú aktualizáciu a spresňovanie informácií o pôde a spracúva účelové hodnotenia kvality, ohrozenia a potenciálov poľnohospodárskej pôdy nevyhnutné pre jej udržateľné využívanie v ekologicky stabilizovanej krajine.

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu vedy a techniky prostredníctvom finančnej podpory č. APVT-27-036602.

LITERATÚRA

- Ilavská, B., Lazúr, R., 2003: Aktualizácia a detailizácia bonitačného GIS pre potreby spracovania pozemkových úprav, Záverečná správa, VÚPOP Bratislava.
- Repán, P., (ed) 2002: Dištančné vzdelávanie pre projektantov pozemkových úprav (Učebné texty), Komora geodetov a kartografov, Bratislava, 266 s.

MONITORING OF TIME CHANGES OF AVAILABLE PHOSPHORUS CONTENT WITH THE HELP OF P-MOTICH MODEL

Monitoring časových zmien obsahu prístupného fosforu pomocou P-MOTICH modelu

Václav MACHÁČEK

*The Research Institute of Plant Science, Department of Plant Nutrition, Drnovská 507,
161 06 Praha 6 – Ruzyně, e-mail: machacek@vurv.cz*

Abstract

P-MOTICH model (model of time changes) was devised to predict the time changes that the content of available phosphorus (Pav) in arable land is subject to, and also to determine P-fertilizer dosages. The model can be used to calculate the dosage of P-fertilizer, to calculate the content of Pav from the calculated dosage of P-fertilizer over a certain period of time, and to calculate the P-fertilizer dosage so the content of Pav increases by a chosen value over a certain period.

Key words: time changes, available phosphorus, model P-MOTICH

Abstrakt

Model P-MOTICH (model časových zmien) bol vyvinutý pre prognózu časových zmien, ktorých subjektom bol obsah prístupného fosforu (Pav) v ornici, ako aj určenie dávok P-hnojív. Model môže byť použitý pre výpočet dávky P-hnojiva, pre výpočet obsahu Pav z vypočítanej dávky P-hnojiva za určitý časový úsek a pre výpočet dávky P-hnojiva tak, aby sa obsah Pav zvyšoval na zvolenú hodnotu za určitý časový úsek.

Kľúčové slová: časové zmeny, prístupný fosfor, model P-MOTICH

INTRODUCTION

The phosphorus content in agricultural soils is monitored by agrochemical testing of agricultural soils, through the determination of their so-called accessible form by the Mehlich 3 method. Results are evaluated by time processing results from particular cycles (6 yrs.) and also using a “balance evaluation”. The results of AT of AS are also used to determine P-fertilizers. Pphr sent knowledge of time dynamics of phosphorus in soil can be used to determine the optimum content of accessible P.

There is an assumption here that, after an unknown length of time, a new dynamic equilibrium can be attained, which should be resistant to negative changes in the content of Pav in arable soil, given common agrochemical use of the soil. From a practical point of view, it is necessary to know what dosage of P-fertilizer should be used at certain Pav contents, how this dosage will manifest itself at certain periods of time in the change of Pav content and what dosage of P-fertilizer should be used so the Pav content increases at a certain rate over a certain time. P-MOTICH model (P-model of time changes) was devised with the goal of forecasting this information. The study concentrates only on arable land.

MATERIAL AND METHODS

To devise the model, results gained from a long-term stationary experiment from 7 experimental stations of the Central Control and Experimental Agricultural Institute Brno over a period of 20 years, from a long-term polyfactorial experiment from 6 experimental stations of the Research Institute of Plant Science over a period of 12 years and from a long-term nutritional experiment of the Research Institute of Plant Science in Praha-Ruzyně were used.

To solve the project, only variants from gradual fertilization which are used as a solution to project QD 1326 "Stabilization of Soil Fertility from the Point of View of Plant Nutrition by Phosphorus and Potassium" (Macháček 2001 and 2002) were selected. The experiments were carried out in a potato-growing region and a beet-growing region on soils of various groups of soil types and climatic regions. For example, the following variant was selected from the PGR – Horažďovice: climatic region MT4; group of soil type – light; soil type – KMm; pH 6.2; initial content of accessible nutrients in the year 1981 in unfertilized variant (Mehlich 3) K – 89 and P – 38 mg.kg⁻¹.

RESULTS AND DISCUSSION

In order to fulfil the goal, which is stated in the introduction, of stabilizing soil fertility from the point of view of plant nutrition by phosphorus, P-MOTICH model is divided into three parts:

1. Calculation of P-fertilizer dosage

Arable soils were divided into 4 groups according to production area and climatic region, as shown in Tab. 1. When determining P-fertilizers dosages, the supply of soil phosphorus (P mobile) from which phosphorus is released into the form accessible to plants is important. The release of phosphorus is dependent on physical and chemical soil properties (mainly the desorptive ability of soil), which are mainly influenced by soil pH, soil type and the climatic conditions in the area. For this reason, the soils were further divided into categories according to pH and groups of soil type. Only for these individual categories were equations determined to calculate the overall dosages of P-fertilizers (Tab. 2).

Tab. 1 *Criteria for the division of soils into 4 groups*

Group of soils	Group of soils most fertile in lowlands	Production area	Climatic region
1	most fertile in lowlands	maize and beet growing region	VT, T1, T2
2	fertile in lowlands	mainly beet growing region	T2, T3, MT1, MT2
3	fertile in lower uplands	typical potato growing region	MT1, MT2, MT3
4	higher uplands and highlands	potato and mountainous growing region	MT3, MT4, MCH

Tab. 2 *Survey of regressive equations for the calculation of the overall dosage of phosphorus (Pod) in kg P/ha*

Group of soils	pH of soil	Group of soil type		
		light	medium heavy	heavy
1.	>6.5	48,5 – 0,239x	48,8 – 0,335x	45,3 – 0,363x
2.	>6.5	45,3 – 0,208x	45,8 – 0,311x	42,3 – 0,335x
	<6.5	44,8 – 0,181x	46,2 – 0,291x	42,7 – 0,311x
3.	>5.5	44,0 – 0,145x	46,7 – 0,242x	43,6 – 0,273x
	<5.5	44,5 – 0,125x	47,1 – 0,198x	42,7 – 0,253x
4.	>5.5	37,5 – 0,161x	40,1 – 0,273x	35,7 – 0,290x
	<5.5	37,5 – 0,137x	34,2 – 0,175x	41,4 – 0,335x

x – Pav content determined using Mehlich 3 method

At the P_{phr} sent time, phosphorus dosages should be determined according to valid plant nutrition methodology (Neuberg et al., 1990). Phosphorus dosages, however, are stated in quanta. This means that, within a certain range, the content of P_{av} corresponds to the standard phosphorus dosage for a certain yield level (EVH), which is common to phosphorus both in organic and industrial fertilizers. When determining the final dosage of industrial fertilizers, we subtract from the phosphorus dosage content in organic fertilizer specified in the table. When regularly fertilizing with manure (equivalent organic manure) for 4 years with a dosage of 35 – 40 t.ha⁻¹ of arable land, 6.5 kg of P is subtracted from the determined dosage every year.

The methodology received from the Central Control and Experimental Agricultural Institute Brno is based on a similar table principle, but also takes crops demand for plant nutrition by phosphorus into account (Trávník et al., 2000). The recommended means of determining phosphorus from the determined dosage according to linear equations (Tab. 2) is adjusted according to the yield of crops in a certain production area (Macháček et al., Country Report 2001, Neuberg et al., 1991) and from this the average phosphorus intake by plants which is characteristic for a certain production area given a certain phosphorus fertilization is calculated. In this way it was also possible also to get a simple balance: dosage of P – Intake of P = balance (Macháček et al., 2002, 2003).

From such calculated overall dosage of phosphorus it is also necessary to subtract the average amount of phosphorus which reaches the soil through regular organic fertilization (P_{or}) and also from expected post-harvest remains (P_{phr}) from planned crop years, so we receive the annual dosage of industrial fertilizer:

$$\text{Annual dosage of mineral fertilizer (P}_{\text{min}}) = \text{P}_{\text{od}} - (\text{P}_{\text{phr}} + \text{P}_{\text{or}}).$$

The influence of post-harvest remains on dosages of P-fertilizers is dealt with in detail by the work of Neuberg et al. (1991); Klír (1999) also incorporates it into the balance.

A survey of deductible annual average values (P_{phr}), calculated from the work Neuberg et al. (1991) until the P_{phr} sent time, and P_{or} from the calculated overall dosage of phosphorus according Tab. 2 is stated in Tab. 3.

Tab. 3 *Survey of deductible annual values of phosphorus in kg P/ha*

Group of soils	1	2	3	4
Post-harvest remains – P _{phr}	3,1	2,6	2,0	1,3
Manure – P _{or}	6,5	6,5	6,5	6,5
Total	9,6	9,1	8,5	7,8

2. Calculation of P_{av} content for required period of time given calculated dosage from section 1

The calculation of the time change of P_{av} content during the application of the phosphorus dosage calculated according to the correction equations contained in table 2 is carried out with the help of linear differential equation,

$$\lim (dt \rightarrow 0) \, dx/dt = k(a - x) \quad (1)$$

where *a* is the original amount of substance; *x* is the amount of substance at time *t*; (*a* – *x*) is the amount of substance which did not enter the reaction. The speed of reaction (*k*) is the limit on increases in amounts of extracted substance and increases in time.

By solving this equation, we get a simple equation of function, according to which we calculate the P_{av} content after time *t*, with the help of P-MOTICH model:

$$X_t = (k \cdot y - q) \cdot t + x_0 \quad (2)$$

where *X_t* is the calculated P_{av} content after time *t* (years); *x₀* is the initial content of P_{av}; *y* is the calculated overall dosage of phosphorus from table 2; regression coefficients (*k* and *q*) were found by a calculation based on the dependency of time change (years) of P_{av} content on dosages of phosphorus.

3. Calculation of phosphorus dosage necessary to increase initial Pav content to required value

The calculation is carried out according to the adjusted differential equation (1) from which we get the simple equation of function according to which we calculate the amount of phosphorus which is necessary to increase the Pav content after time t , with the help of P-MOTICH model:

$$P_{min} = ((x_t - x_0 + q) / k) / t \quad (3)$$

where x_t is the required Pav content which we want to reach after time t (years), x_0 is the initial Pav content at time t_0 , k a q -- see part 2. It was tentatively found that the equation is valid when the required Pav content or K access. (x_t) is 10 mg kg⁻¹ higher than its initial content x_0 .

P_{min} is the calculated phosphorus dosage in kg.ha⁻¹.

Practical use of particular equations for an area which satisfies conditions such as those at Horažďovice station:

Practical example of use of P-MOTICH model

Practical use of particular equations of the model for an area which has the following conditions: climatic region MT4; group of soil type – light; soil type Kmn; pH 6.2; Pav content – 38 mg P/kg.

Window (page) 1 of the model

1. Determining the overall phosphorus dosage (Pod) using the model:

- Input “Group of soil type”: light soil
- Select a group from Tab. 1 and input: 4th group of soils
- Input pH > 5.5
- Input “Pav content”: **38 mg/kg**
- Pphr “Next” and an overall dosage of P: 31 kg/ha (Window 2) appears

2. Determining P dosage from mineral fertilizer (P_{min}) – manual calculation:

Assumption: area is regularly fertilized using organic fertilizer (P_{or}) with a dosage of e.g. 38 t/ha and we assume regular post-harvest remains (P_{phr}).

- I input values from Tab. 3: P_{or} **6.5** kg/ha and P_{phr} **1.3** kg/ha
- I calculate P dosages in the form of industrial fertilizer using the equation:

Dosage of mineral fertilizer (P_{min}) = overall calculated P dosage – (P_{or}+P_{phr}) = 31 – (1.3 + 6.5)
= 23.2 kg/ ha

1. Calculation of Pav content at time t :

- Input “Time (years)” after which we want to know the theoretical Pav content given applied calculated overall dosage according to *Window 1* point 1. It is necessary to input any number. Input e.g. “Time (years)”: **4**

2. Calculation of overall P dosage so at time t there is the required Pav content:

- Input “Time (years)”. Input e.g. “Time (years)”: **5**
- Input “Required content” of Pav Input a minimum value of 10 mg P/kg higher than initial Pav content (38) is, e.g. **49**

3. Pphr “Next” and *Window 3* appears

Window (page) 3 of the model

1. The Pav content after 4 years will be **39** mg P/kg
2. Annual overall dosage of **56** kg P/ha over 5 years
3. Determining P dosage from industrial fertilizer from point 2 – manual calculation:

Assumption: area is regularly fertilized using organic fertilizer (P_{or}) with a dosage of e.g. 38 t/ha⁻¹ and regular post-harvest remains (P_{phr}) are assumed.

- I input values from table 3: Por **6.5** kg/ha and Pphr **1.3** kg/ha
- I calculate the P dosage in the form of industrial fertilizer using the equation:

Annual dosage of industrial fertilizer (P) over 5 years = overall calculated dosage P – (Por + Pphr) = 56 – (1.3 + 6.5) = **48.2 kg/ha**

CONCLUSION

For practical use, P-MOTICH model will be on a diskette. Initial data will gradually be stated and then the required information will appear. The calculation of phosphorus dosages using P-MOTICH model is devised according to a new principle, different to P-fertilization. The flowchart of the model program will not change. There is only the assumption that, for common use of the model, some equations in the subprogram will be modified at certain time intervals.

Acknowledgements:

This research is funded under Ministry of Agriculture – National agency for agriculture research as grant QD 1326.

REFERENCES

- Macháček V. a kol.: Stabilizace půdní úrodnosti z pohledu výživy rostlin fosforem a draslíkem. Periodická zpráva VÚRV Praha, 2002, 2003. 59 str., 19 s.
- Macháček V., Čermák P., Klír J.: Country Report 2: Hnojení draslíkem v České republice. VÚRV Praha – ÚKZÚZ Brno, 2001, 65 s.
- Neuberg J. a kol.: Komplexní metodika výživy rostlin. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. ÚVTIZ Praha, 1/1990, 328 s.
- Neuberg J. a kol.: Hnojení při omezeném nákupu průmyslových hnojiv. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. ÚVTIZ Praha, 9/1991, 64 s.
- Trávník K. a kol.: Metodický návod pro hnojení plodin. ÚKZÚZ Brno, 2000, 26 s.

CALCULATION OF TIME CHANGES OF AVAILABLE POTASSIUM CONTENT WITH THE HELP OF K-MOTICH MODEL

Výpočet časových zmien obsahu prístupného draslíka pomocou modelu K-MOTICH

Václav MACHÁČEK

*The Research Institute of Plant Science, Department of Plant Nutrition, Drnovská 507,
161 06 Praha 6 – Ruzyně, e-mail: machacek@vurv.cz*

Abstract

K-MOTICH model (model of time changes) was devised to predict the time changes that the content of available potassium (K_{av}) in arable land is subject to, and also to determine the dosages of K-fertilizers. With the help of the model it is possible to calculate the dosage of K-fertilizer from the content of K_{av} ; to calculate the content of K_{av} from the calculated dosage of K-fertilizer over a certain period of time, and the dosage of K-fertilizer so the content of K_{av} increases at a certain time at an elected value. With the help of results from one locality of stationary/static experiments from The Central Control and Experimental Agricultural Institute, this model is used.

Key words: time change, available potassium, model K- MOTICH

Abstrakt

Model K-MOTICH (model časových zmien) bol vyvinutý na prognózovanie obsahu prístupného draslíka (K_{av}) v ornici a je tiež určený k stanoveniu dávok K-hnojív. Pomocou modelu je možné vypočítať dávku K-hnojiva z obsahu K_{av} ; vypočíta sa obsah K_{av} – z vypočítanej dávky K-hnojiva na určitý časový úsek a dávka K-hnojiva, takže obsah K_{av} sa zvyšuje za určitý čas na určitú zvolenú hodnotu. Pomocou výsledkov z jednej lokality stacionárnych pokusov ÚKSÚP bol v praxi použitý tento model.

Kľúčové slová: časové zmeny, prístupný draslík, model K-MOTICH

INTRODUCTION

The potassium content in agricultural soils is monitored according to the agrochemical testing of soils, through the determination of their so called accessible form by the Mehlich 3 method. After processing results from particular cycles (6 years) they are evaluated using 'balance evaluation'. The results of ATof AS are also used to determine the K-fertilizers. For the determination of optimum content of available nutrients it is possible then to use the means from present knowledge of time dynamics of potassium in soil. There is an assumption here that after an unknown length of time, a new dynamic equilibrium can be attained, which should be resistant to negative changes in the content of available potassium (K_{av}) in arable soil and during common agrochemical use, of the soil it creates.

From a practical point of view it is necessary to know what dosage of K-fertilizer at certain K_{av} content should be used, how this dosage will manifest itself at certain periods of time in the change of content of K_{av} and what dosage of K-fertilizer should be used so the content of K_{av} increases at a certain rate at a certain time interval. K-MOTICH model (K-model of time changes) was devised with the goal of a prognostic determination of this information. The study concentrates only on arable land.

MATERIAL AND METHODS

To devise the model, results gained from a long-term stationary/static experiment (Central Control and Experimental Agricultural Institute Brno-Trávník, Čermák) over a period of 20 years, were used as a solution to project QD 1326 "Stabilization of Soil Fertility from the Point of View of Plant Nutrition by Phosphorus and Potassium". The experiment was carried out in the potato-growing region (PGR-9 localities) and beet-growing region (BGR-4 localities) and from the overall availability of 12 variations of fertilization, 6 were selected.

For example, the following variant was selected from the PGR – Horaždovice: climatic region MT4; group of soil type – light; soil type – KMm; pH 6.2; initial content of available nutrients in the year 1981 in unfertilized variant (Mehlich 2) K – 89 and P – 38 mg.kg⁻¹; mobile K reserve (K mob.) 2 024 mg.kg⁻¹; the overall content of K 7 950 mg.kg⁻¹.

RESULTS AND DISCUSSION

In order to fulfil the goal, which is stated in the introduction, for the stabilization of soil fertility from the point of view of plant nutrition by the potassium model, K-MOTICH model is divided into three parts:

1. The calculation of dosage of K-fertilizer from the content of Kav which was determined in the last ATof AS or in a different term by the Mehlich 3 method.
2. The calculation of content of Kav during the required time at the calculated dosage from point 1.
3. The calculation of dosage of K-fertilizer, which is necessary for use from the certain content of Kav, its value increased to the required value of Kav.

Tab. 1 *Average annual dosages*

Combination of fertilization	Dosage (kg.ha ⁻¹)		
	N	P	K
unfertilization	0	0	0
manure (K0 min.)	25	8	35
manure +N2P2 K0	119	40	35
manure +N2P2 K1	119	40	86
manure +N2P2 K2	119	40	117
manure +N2P2 K3	119	40	160

As it was stated for the example of K-Moticha's model, results from the experiment in Horaždovice were processed.

The calculation of dosage of K-fertilizer

From a mathematical point of view, the present way of determining the dosage of fertilizer comes from a simple linear function:

$$\text{Dosage of K} = f(x), \quad (1)$$

where x is the content of appropriate available nutrient determined by the ATof AS; the dosage is stated in "last methodics of plant nutrition" (1990). However dosages of K-fertilizer are determined in quanta. This means that within a certain range, the content of Kav corresponds to a standard dosage of K-fertilizer.

The proposed way of determining K dosage, using indicators, comes from the composite function:

$$\text{Dosage K} = f(x(g)) \quad (2)$$

where x is the Kav content determined by the ATof AS and g is K mob. Here the determined dosage of K-fertilizer is different from the dosage determined using equation 1 and is always equivalent to a certain 'a' in linear equation $y = a + b*x$. Only then, according to the received regression equation can we calculate the rectified K-fertilizer. For the calculation of K-fertilizer dosage (element K) for light soil, this simple equation applies:

$$\text{kg K.ha}^{-1} = -0.2301*x + 143.65 \quad (3)$$

where x is the content Kav and in the regression coefficient (-0.5228) the second part of the composite function (g) – K mob. This equation is valid for quantities ranging from 20 – 450 mg of K.kg^{-1} .

If the content of Kav is higher than 275 mg of K.kg^{-1} it is recommended to exclude K-fertilization until the next AT of AS, and at dosages higher than 380 mg of K.kg^{-1} , from an ecological point of view the fertilization is inadmissible.

The calculation of Kav content at the required period of time at calculated dosage according to equation 3

The calculation of the time period for Kav content at the application of the dosage of K-fertilizer, calculated according to equation 3, is carried out according to the following equation:

$$X_t = (0.012*y - 0.948)*t + x_0 \quad (4)$$

where x_t is the calculated content of Kav at the period of time t ; x_0 is the initial Kav content; y is the calculated dosage of K-fertilizer according to equation 3; regression coefficients (0.012 and 0.948) we received like this:

- 1) first we calculated the regression coefficients for time dependence of Kav contents at particular dosages of K;
- 2) from the dependence of these regression coefficients on K dosages there were calculated stated regression coefficients.

The calculation of K-fertilizer dosage which it is necessary to use so that from certain Kav content its value was increased to the required value of K access

The calculation is carried out with the help of equation 4:

$$D = ((x_t - x_0 + 0.948) / 0.012) / t \quad (5)$$

where x_t is required Kav content, which we want to get at time t , x_0 is the initial Kav content at time to, D is the calculated K-fertilizer dosage in kg of K.ha^{-1} . The equation is valid only when required Kav content x_t is larger by 10 mg of K.kg^{-1} than its initial content x_0 .

Practical use of particular equations for the experiment from the Horaždovice location.

The calculation of K-fertilizer.

Kav content **148 mg of K.kg^{-1}** ; suitable category; adequate annual dosage of K-fertilizer is **110 kg of K.ha^{-1}** .

The calculation of Kav content at required period of time - e.g. 5 years.

At annual dosage of **110 kg of K.ha^{-1}** in 5 years, it is possible to expect a theoretical content of K access. **151 mg of K.kg^{-1}** .

The calculation of K-fertilizer dosage, which it is necessary to use, from certain Kav content increased in value to the required K access. value.

For the increase of K access. content in this light soil from a sufficient category (**148 mg of K.kg⁻¹**) to a good category (**161 mg of K.kg⁻¹**), i.e. **13 mg of K.kg⁻¹** in **6 years**, until the next ATofS, it is necessary in theory to add **194 kg of K.ha⁻¹** annually.

Economical evaluation

- An annual dosage of **110 kg of K.ha⁻¹** at an average cost of **8.10 Kč** per kg K will cost **891 Kč** – **Kav** content will always be in a **sufficient** category.
- So for Kav content to change from a **sufficient** category to a **good** category, it is necessary in theory to increase the annual dosage over 6 years by **84 kg of K.ha⁻¹**. The annual expenses for the increase of Kav content will be higher at **680 Kč**. After **6 years** (until the next ATofS), the increase of Kav to a higher category (from 148 to 161 mg K.kg⁻¹) will cost 4 080 Kč more than if the original content was maintained.

CONCLUSION

For the practical use of K-MOTICH model for all arable lands, it will be on a diskette or a compact disc. Initial data will gradually be stated and the required information will show up. K-MOTICH model is devised according to a similar principle as K-fertilization. The diagram of the model program will not change. There is only an assumption that for common use of the model, some equations in the subprogram will be modified.

Acknowledgements:

This research is funded under Ministry of Agriculture - National agency for agriculture research as grant QD 1326.

ACIDIFIKAČNÉ TRENDY POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔD SLOVENSKA, STAV A VÝVOJ INDIKÁTOROV ACIDIFIKÁCIE

Acidification Trends of the Farmland of Slovakia, Status and Development of Acidification Indicators

Jarmila MAKOVNÍKOVÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica
e-mail: makovnikova.vupop@isternet.sk

Abstrakt

Príspevok je zameraný na stanovenie stavu a vývoja indikátorov acidifikácie poľnohospodárskych pôd Slovenska. Acidifikáciu sme sledovali v sieti základných a kľúčových lokalít ČMS – pôda. Faktorovú analýzu sme aplikovali na vytvorenie minimálneho súboru indikátorov, ktoré majú vplyv na acidifikáciu pôd: priamy indikátor, ktorým je pôdna reakcia a nepriame indikátory, a to obsah ílových častíc, obsah organickej hmoty a kvalitu organickej hmoty, stanovené indikátory vysvetľujú 84,4 % celkovej variability. Najvyššia priemerná hodnota pH/H₂O ako priameho indikátora acidifikácie bola stanovená v skupine černozeí využívaných ako orná pôda v hĺbke 0 – 10 cm (7,28) a 35 – 45 cm (7,63), najnižšia priemerná hodnota aktívnej pôdnej reakcii v hĺbke 0 – 10 cm (5,61) a 35 – 45 cm (5,95) bola nameraná v skupine kambizemí využívaných ako trvalý trávny porast (TTP). Zmeny pôdnej reakcie v rokoch 1993 a 1997 neboli podľa Wilcoxonovho poradového testu vo väčšine prípadov štatisticky preukazné, štatistická preukaznosť rozdielu bola potvrdená len v skupine pôd kambizeme využívaných ako orné pôdy (v hĺbke 0 – 10 cm) a v skupine pôd pseudogleje využívaných ako orné pôdy (v hĺbke 35 – 45 cm). Vysoko preukazná záporná multiplikatívna korelácia obsahu aktívneho hliníka s hodnotou pôdnej reakcie ($r = -0,88$ v hĺbke 0 – 10 cm) zvyrazňuje potenciálne nebezpečenstvo acidifikácie úzko spojené s nárastom obsahu aktívneho hliníka.

Kľúčové slová: indikátory acidifikácie, pH hodnota, analýza trendu, faktorová analýza, monitoring pôd

Abstract

In this paper results of status and development of acidification indicators of farmland of Slovakia were presented. Acidification has been observed in the frame of Partial monitoring system – Soil, creating by basic monitoring network and key monitoring sites. On the basis of factor analysis the direct indicator which is pH value and the main indirect indicators like soil texture, quality and content of organic matter were determined, which explain 84.4 % of the total variability. The highest average pH/H₂O value as main indicator of acidification was measured in Chernozem (arable land) in the depth 0 – 10 cm (7.28) and in the depth 35 – 45 cm (7.63). The lowest average pH/H₂O value in the depth 0 – 10 cm (5.61) and in the depth 35 – 45 cm (5.95) was measured in Dystric Cambisol (permanent grassland). Changes in pH/H₂O values between 1993 and 1997 years were statistically significant, according to Z parameter of Wilcox ranks test, in the case of Planosol (arable land, in the depth 35 – 45 cm) and Cambisol (arable land, in the depth 0 – 10 cm). Potential risk of acidification was expressed by multiple negative correlation ($r = -0.88$ in the depth of 0 – 10 cm) between pH/H₂O and active aluminum content.

Key words: indicators of acidification, pH value, trend analyze, factor analyze, soil monitoring

ÚVOD

Acidifikácia, proces okyslenia pôdy, predstavuje jeden zo závažných procesov chemickej degradácie. Prirodzený acidifikačný proces je intenzívnym hospodárením a pretrvávajúcou industrializáciou akcelerovalý antropogénnou acidifikačnou záťažou. Schopnosť agroekosystému vyrovnať sa s prirodzenou i antropogénnou acidifikáciou je daná kapacitou a potenciálom pufrácej funkcie pôdy. Práve pufráčna funkcia pôdy odráža stupeň rezistencie pôdy voči acidifikácii. V pôdach Slovenska sú dominantné tri pufrujúce systémy, systém karbonátov, pufrujúci systém silikátov až výmenných kationov a pufrujúci systém hliníka (Kanianska, 2000). V rámci týchto systémov pôsobí pôdna organická hmota ako samostatný pufrujúci agens, pričom jej pufráčne vlastnosti sú determinované predovšetkým kvalitou humusotvorného materiálu.

Bedrna (1994) okrem pufráčných systémov pridáva klimatické podmienky a vodný režim pôd a pôdy delí na rezistentné, menej rezistentné a nerezistentné voči acidifikácii. Podľa tohto členenia patria černozeme, hnedozeme, čiernice na karbonátových sedimentoch, fluvizeme na karbonátových aluviálnych sedimentoch, kambizeme modálne nasýtené ako aj rendziny do skupiny rezistentných pôd voči acidifikácii. Ich dominantnými pufrujúcimi systémami sú prevažne karbonáty až silikáty. Čiernice a fluvizeme na nekarbonátových sedimentoch, kambizeme, pseudogleje a andozeme patria do skupiny menej rezistentných pôd voči acidifikácii. Dominuje u nich pufrujúci systém silikátov, výmenných kationov až hliníka (Kanianska, 2000). K najmenej rezistentným pôdam môžeme zaradiť kambizeme kyslé na kyslých substrátoch, podzoly, rankre regozeme a litozeme, kde hlavnou pufrujúcou substanciou je hliník. Kapacita ako aj potenciál týchto pufrujúcich systémov sa odrážajú v hodnotách pôdnej reakcie, sorpčného komplexu a aktívneho hliníka, ktoré patria k hlavným indikátorom acidifikácie pôd (Makovníková, Kanianska, 2000).

Na území Slovenska je degradačným procesom acidifikácie potenciálne ohrozených okolo 820 tisíc ha, čo predstavuje približne 42 % z celkovej výmery poľnohospodárskych pôd s hodnotou pôdnej reakcie v slabo kyslej až kyslej oblasti pH.

MATERIÁL A METÓDY

V pôdnych vzorkách základnej siete ČMS-P odobratých v 1. (rok 1993) a 2. (rok 1997) odberovom cykle z monitorovacích lokalít, v prípade orných pôd (OP) z hĺbok 0 – 10 cm a 35 – 45 cm, v prípade trvalých trávnych porastov (TTP) 0 – 10 cm, 20 – 30 cm a 35 – 45 cm bola stanovená pôdna reakcia (Fiala, 1994).

V pôdnych vzorkách odobraných v rokoch 1994 – 2003 z kľúčových lokalít reprezentujúcich hlavné pôdne typy bola stanovená pôdna reakcia, hydrolytická kyslosť, kationová výmenná kapacita, obsah a kvalita organickej hmoty i jednotlivé výmenné kationy.

Štatistické spracovanie a vyhodnotenie výsledkov bolo realizované v programe STATGRAPHIC 5.0.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Acidifikačné trendy pôd Slovenska v závislosti od antropogénnej acidifikačnej záťaže

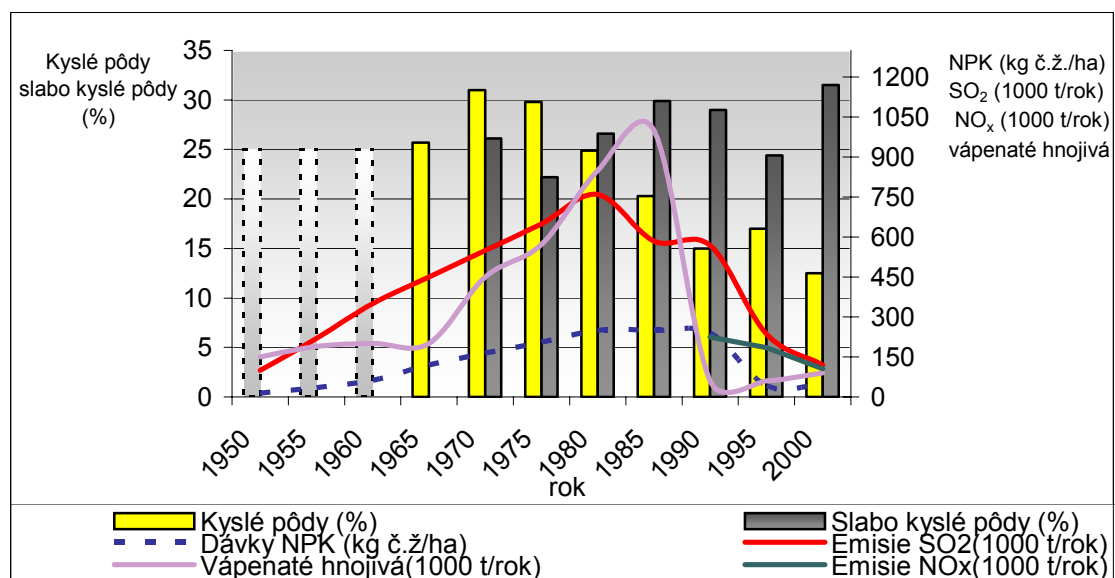
Acidifikačné trendy pôd Slovenska v závislosti od antropogénnej acidifikačnej záťaže sú na obr. 1 (na základe údajov SAŽP, VÚPOP) (Makovníková, Kanianska, 2000).

Ako vidíme, výmera kyslých pôd klesá od roku 1975 súčasne s poklesom hlavných kyslých atmosférických polutantov SO_2 a NO_x . V tomto období dochádza aj k znižovaniu spotreby priemyselných hnojív NPK ale aj k znižovaniu spotreby vápenatých hnojív, aplikovaných pri úprave pôdnej reakcie, ktorá v roku 1990 klesá na veľmi nízku úroveň. Znepokojivý je hlavne trend vo vývoji slabo kyslých pôd, ktorý má od roku 1995 stúpajúcu tendenciu a v roku 2000 dosiahol 31,5 %, čo je najvyššia hodnota od roku 1970. Je to predovšetkým dôsledok zníženia aplikácie agrotechnických opatrení zameraných na úpravu pôdnej reakcie kyslých a slabo kyslých pôd.

Degradačný proces acidifikácie pôd je determinovaný priamymi a nepriamymi indikátormi. Priamym indikátorom stavu acidifikácie pôdy je hodnota pôdnej reakcie (analytické stanovenie pôdnej reakcie priamo indikuje stav a vývoj procesu acidifikácie) ako aj pomer ekvivalentných množstiev

výmenných kationov $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ (Grišina, Baranova, 1990) v sorpčnom komplexe pôdy. Pomer $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ indikuje stupeň degradácie pôdy.

Obr. 1 Acidifikačné trendy pôd Slovenska v závislosti od antropogénnej acidifikačnej záťaže



Proces acidifikácie determinujú nepriame indikátory:

- pôdne

a) fyzikálne – textúra, celková pórovitosť, vodný režim pôdy

b) chemické – chemizmus materskej horniny, kationová výmenná kapacita, obsah a kvalita organickej hmoty, obsah pedooxidov, redox-procesy

c) biologické – nitrifikačné baktérie

- vegetačný kryt

- antropogénne faktory – aplikácia priemyselných hnojív (NPK), aplikácia vápenatých hnojív, kyslé atmosférické polutanty

Pri stanovení minimálneho súboru indikátorov vzhľadom na acidifikáciu pôd sme vychádzali z nasledovných podmienok: indikátory musia byť súčasťou existujúcej databázy ČMS – pôda a na základe výsledkov faktorovej analýzy majú priamy alebo nepriamy vplyv na sledovaný degradačný proces. Faktorovú analýzu sme aplikovali na súbor vytvorený z kľúčových lokalít, ktorý predstavuje širokú škálu pôdných typov s využitím ako orné pôdy aj ako trvalé trávne porasty.

Výsledky faktorovej analýzy vzhľadom na proces acidifikácie pôd prirodzene tlmený pufracnou funkciou pôdy, pre indikátory, ktoré sú súčasťou databázy kľúčových lokalít ČMS – pôda, sú uvedené v tab. 1a, b.

Tab. 1a Faktorová analýza dát (Varimax rotácia faktorov)

Faktorová záťaž priameho indikátora	Parameter					
	hrúbka humusového horizontu	kationová výmenná kapacita	obsah íl. častíc < 0,01 mm	Cox v %	Q ₄	celková pórovitosť
pH v CaCl_2	0,681	-0,348	0,963	-0,771	-0,890	0,580
Faktor 1 kumulatívne %	53,3					
Faktor 2 kumulatívne %	70,6					
Faktor 3 kumulatívne %	84,4					

Tab. 1b Komunalita faktorov k faktorovej analýze

Odhad komunality priameho indikátora	Parameter					
	hrúbka humusového horizontu	kationová výmenná kapacita	obsah íl. častíc < 0,01 mm	Cox v %	Q ₆ ⁴	celková pórovitosť
pH v CaCl ₂	0,639	0,370	0,860	0,543	0,860	0,403

Minimálny súbor indikátorov zahŕňa: priamy indikátor, ktorým je pôdna reakcia a nepriame indikátory, a to obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm, obsah organickej hmoty a kvalitu organickej hmoty, s väčším dôrazom práve na kvalitu organickej hmoty ako aj hrúbku humusového horizontu.

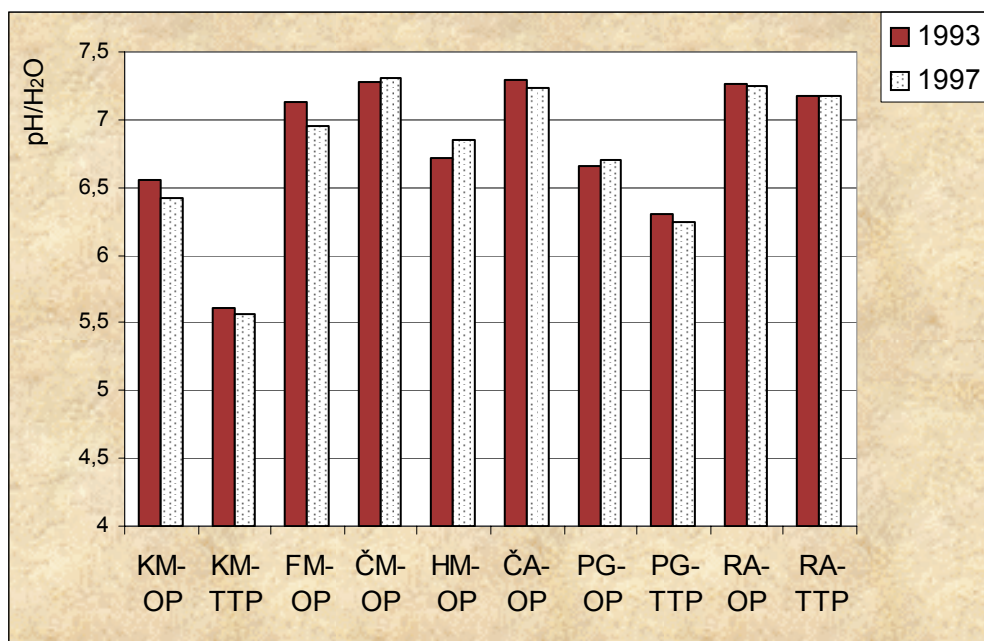
Vyhodnotenie stavu pôdnej reakcie v rámci hlavných pôdných predstaviteľov SR v roku 1997 v porovnaní s rokom 1993

Najvyššia priemerná hodnota aktívnej pôdnej reakcie v roku 1997 vyjadrená v pH/H₂O v hĺbke 0 – 0,10 m (7,28) a 0,35 – 0,45 m (7,63) bola nameraná v skupine černozemí využívaných ako orná pôda, najnižšia priemerná hodnota aktívnej pôdnej reakcie v hĺbke 0 – 0,10 m (5,61) a 0,35 – 0,45 m (5,95) bola nameraná v skupine kambizemí využívaných ako trvalý trávny porast (TTP). Vplyv intenzívneho skultúrnienia sa prejavil vyššími hodnotami pôdnej reakcie orníčného horizontu (hĺbka 0 – 0,1 m) na orných pôdach oproti pôdam využívaných ako TTP.

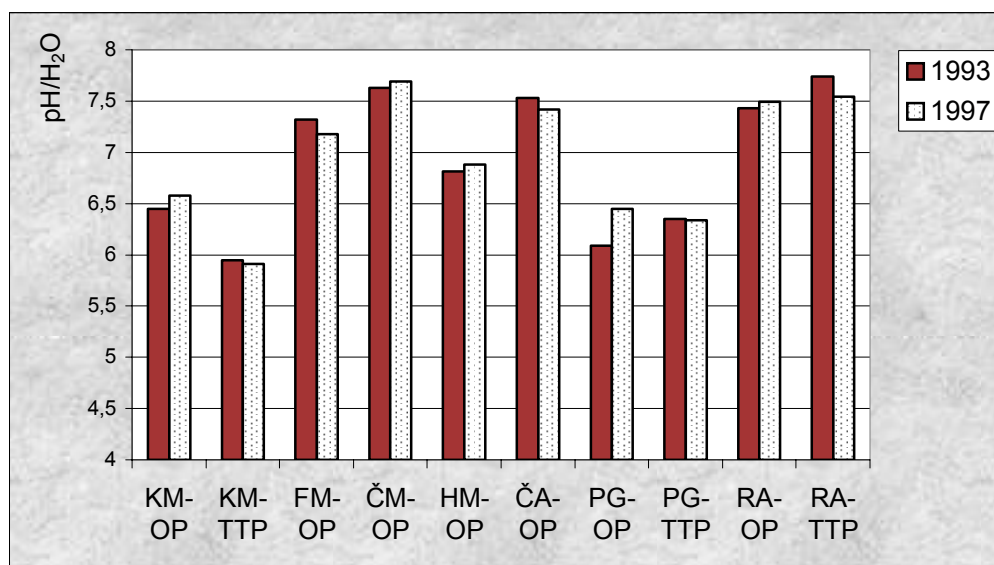
Štatistickú preukaznosť zmien pôdnej reakcie (obr. 2, 3) v rokoch 1993 a 1997 hodnotí kritérium "Z" (Meloun, Militký, 1994) Wilcoxonovho poradového testu pre párované hodnoty (tab. 2).

Len v prípade PG-OP v hĺbke 0,35 – 0,45 m a v prípade KM-OP v hĺbke 0 – 0,10 m došlo k poklesu kritéria „Z“ pod kritickú hodnotu 0,05, t.j. zmeny pôdnej reakcie v roku 1993 a 1997 sú štatisticky preukazné. U KM-OP si túto zmenu, pokles pôdnej reakcie môžeme vysvetliť redukciou agrotechnických operácií zameraných na optimalizáciu pôdnej reakcie potrebných zvlášť u pôd vyvinutých na kyslejších substrátoch.

Obr. 2 Hodnoty pH v H₂O v hlavných skupinách pôd v rokoch 1993 a 1997 (hĺbka 0 – 10 cm)



Obr. 3 Hodnoty pH v H₂O v hlavných skupinách pôd v rokoch 1993 a 1997 (hĺbka 35 – 45 cm)



KM – Kambizem nasýtená (Eutric Cambisol), KM – Kambizem kyslá (Dystric Cambisol), FM – Fluvisol, ČM – Černozem (Chernozem), HM – Hnedozem (Orthic Luvisol), ČA – Čiernica (Phaeozem), PG – Pseudoglej (Planosol), RA – Rendzina (Rendzina), OP – orná pôda (arable land), TTP – trvalý trávny porast (permanent grassland)

V prípade PG-OP môže byť zmena hodnoty pôdnej reakcie odrazom nestability oxidačno-redukčných pomerov hydromorfných pôd, ku skupine ktorých pseudogleje patria. Zmeny pH v prípade ostatných pôdných predstaviteľov sú štatisticky nepreukazné.

Tab. 2 Wilcoxonov poradový test pre pH v H₂O v r. 1993 a 1997 - Wilcoxon ranks test of pH/H₂O in 1993 and 1997 years

Z kritérium ¹											
Pôdny predstaviteľ ²		KM-OP	KM-TTP	FM-OP	ČM-OP	HM-OP	ČA-OP	PG-OP	PG-TTP	RA-OP	RA-TTP
Hĺbka ³ (m)	0 – 0,10	0,02	0,48	0,52	0,79	0,16	0,59	0,53	0,52	0,62	0,72
	0,35 – 0,45	0,57	0,64	0,66	0,48	0,34	0,22	0,01	0,10	0,36	0,72

Vysvetlivky: ¹Z parameter ²Soil representative ³Depth of sample uptake

KM – Kambizem nasýtená (Eutric Cambisol), KM – Kambizem kyslá (Dystric Cambisol), FM – Fluvisol, ČM – Černozem (Chernozem), HM – Hnedozem (Orthic Luvisol), ČA – Čiernica (Phaeozem), PG – Pseudoglej (Planosol), RA – Rendzina (Rendzina), OP – orná pôda (arable land), TTP – trvalý trávny porast (permanent grassland)

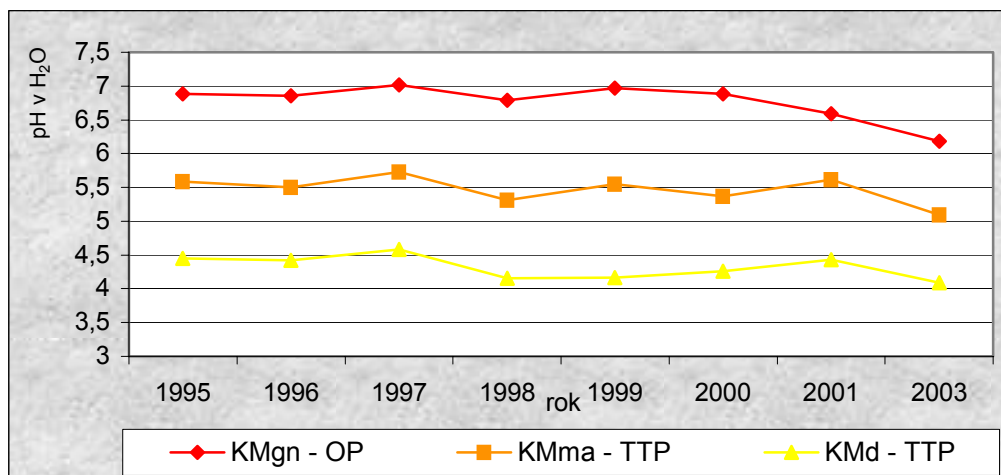
Vysoko preukazná záporná multiplikatívna korelácia obsahu aktívneho hliníka s hodnotou pôdnej reakcie v celom sledovanom súbore pôd s hodnotou $r = -0,88$ (v hĺbke 0 – 10 cm) a $r = -0,91$ (v hĺbke 35 – 45 cm) (Makovníková, 2002) zvyrazňuje potenciálne nebezpečenstvo acidifikácie úzko spojené s nárastom obsahu aktívneho hliníka akcelerované miernym poklesom obsahu organickej hmoty v sledovanom období, ktorá je druhým faktorom ovplyvňujúcim obsah aktívneho hliníka v pôdach.

Vyhodnotenie vývoja pôdnej reakcie na kľúčových lokalitách

Vývoj pôdnej reakcie sledovaný na kľúčových lokalitách v rokoch 1994 až 2003 má polynomický priebeh, pričom sa vo väčšine prípadov pohybuje v intervale stanovenom chybou merania (kambizeme obr. 4). Malé výchylky smerom k zakysleniu sme zaznamenali v prípade kambizemí využívaných ako

orné pôdy i ako trvalé trávne porasty, pseudogleja využívaného ako orná pôda aj ako trvalý trávny porast, rendziny využívané ako trvalý trávny porast ako aj v prípade rankra a andozemu. Pufrujúce systémy kambizemí a pseudoglejov (silikáty a výmenné kationy) indikujú, že tieto pôdy patria k labilnejším ekosystémom, s tendenciou k zakysleniu. Polynomický priebeh vývojových kriviek pôdnej reakcie čiernice na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch ako aj fluvizeme na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch je rozkolísaný a prekračuje hornú aj dolnú hranicu intervalu stanoveného chybou merania sledovanej analýzy.

Obr. 4 Vývojové trendy pH v H_2O na kľúčových lokalitách – kambizeme



ZÁVER

Acidifikácia pôdy zasahuje všetky pôdne komponenty. Ide o proces reverzibilný, riziká acidifikácie vzhľadom k agroekosystému strediu však už nie sú reverzibilné. Vývoj pôd smerom k zakysleniu v prípade pôd s hodnotou pôdnej reakcie v slabo kyslej až kyslej oblasti sa potenciálne môže odraziť v zvýšenej rozpustnosti živín dodávaných do pôdy priemyselnými hnojivami, ktoré nie sú pri nízkych hodnotách pôdnej reakcie dostatočne fixované a rýchlo sa z pôdy vyplavujú. Bivalentné kationy Ca^{2+} a Mg^{2+} sú vytláčané zo sorpčného komplexu voľnými kationmi Al^{3+} , pričom sa zvyšuje fixácia fosforu do foriem neprístupných pre rastliny. Výrazne sa zvyšuje bioprístupnosť toxických ťažkých kovov hlavne kadmia a olova ako aj ich schopnosť transferu v agroekosystéme.

K mimoriadne nepriaznivým dôsledkom acidifikácie patrí aj zvyšovanie mobility iónov hliníka, ktorá je primárne podmienená hodnotami pôdnej reakcie. Voľné kationy hliníka v pôde patria k významným faktorom obmedzujúcim rast kultúrnych plodín na pôdach so slabo kyslou až kyslou hodnotou pôdnej reakcie. Hliníková toxicita sa prejavuje redukciou dĺžky koreňov spojenou so znížením absorpcie živín a vody, odumieraním koreňového meristému, redukciou príjmu vápnika a horčíka vplyvom kompetitívnej inhibície, redukciou príjmu dusíka ako aj znížením metabolizmu železa inhibíciou redukcie trojmocného železa na dvojmocné.

LITERATÚRA

- Bedrna, Z.: Resistibility of Landscape to Acidification. *Ekologia*, 13, 1994, s. 77-86.
- Fiala, K a kol.: Návrh metodík chemického rozboru pôd pre účely pôdneho monitoringu. Bratislava, 1994, 60 s. ISBN 80-85361-55-8.
- Grišina, L.A., Baranova, T.A.: Vplyv kyslých zrážok na vlastnosti pôd lesného ekosystému južnej tajgy. *Lesné pôdoznanectvo*, 10, 1990, pp. 121-136.
- Kanianska, R.: Acidifikácia pôd vplyvom kyslých atmosférických polutantov. PEDO-Disertationes, VÚPOP Bratislava, 2000, 96 s. ISBN 80-85361-73-6.
- Makovníková, J., Kanianska, R.: Indikátory acidifikácie pôd. In: Záverečná správa ČMS-P, VÚPOP Bratislava, 2000.
- Makovníková, J.: Stav a vývojové trendy aktívneho hliníka v pôdach Slovenska. *Poľnohospodárstvo*, 12, 2002, s. 619-624.
- Meloun, M., Militký, J.: Statistické zpracování experimentálních dat. Edice PLUs, Praha, 1994, 840 s., ISBN 80-85297-56-6.
- Ministerstvo životného prostredia SR, Slovenská agentúra životného prostredia: Správa o stave životného prostredia SR v roku 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2003.

MOŽNOSTI VYUŽITIA ORGANO-MINERÁLNEHO KOMPLEXU PRI REMEDIÁCII POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔD

Organo-mineral Complex Use Possibilities at Farmland Remediation

G. BARANČÍKOVÁ¹, M. MADARAS¹, J. MAKOVNÍKOVÁ², M. KLUČÁKOVÁ³,
M. PEKAŘ³, K. DERCOVÁ⁴

¹ Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Reimanova 1, 08 001 Prešov, SR,

e-mail: bar@vupop.sk

² Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica
Reimanova 1, 08 001 Prešov, SR

³ Ústav fyzikální a spotřební chemie, Fakulta chemická, VUT Brno, Česká republika

⁴ Katedra biochemické technologie, Fakulta chemické a potravinářské technologie, STU,
Radlinského 9, 812 37 Bratislava, SR

Abstrakt

V tomto príspevku prezentujeme výsledky experimentu adsorpcie/desorpcie dvoch ťažkých kovov (kadmium, meď) a organického polutantu (pentachlorofenol – PCP), ktorý sa uskutočnil na sérii organo-minerálneho komplexu (OMK) vytvorenom na báze ílového minerálu (zeolit/kaolín) a organickej látky (humínová kyselina). Výsledky získané v tejto predbežnej štúdií ukazujú, že OMK má lepšie retenčné schopnosti v porovnaní so samotným ílovým minerálom. V porovnaní na kaolíne založenom OMK, OMK založený na zeolite demonštruje lepší pomer sorpcie/desorpcie. Vyššie hodnoty humínových kyselín (HK), ktoré obaľujú zeolit zvyšujú jeho potenciál k adsorpcii a k zachytávaniu Cd a Cu iónov. Organo-minerálny komplex obsahujúci 5 mg HK/g zeolitu má lepšiu retenčnú schopnosť kadmia a meď. Podobné výsledky boli získané pri imobilizácii PCP tejto vzorky. Možno vyvodiť, že aplikácia OMK obsahujúca 5 mg HK/g zeolitu by mohla prispieť k prirodzenej tlmiacej kapacite pôd.

Kľúčové slová: zeolit, kaolín, humínové kyseliny, organo-minerálny komplex, sorpcia, desorpcia, ťažké kovy

Abstract

In this paper we present results of adsorption/desorption experiments of two heavy metals (cadmium, copper) and of the organic pollutant (pentachlorophenol – PCP), which were carried out on a series of organo-mineral complexes (OMCs) prepared on the basis of clay mineral (zeolite/kaolin) and organic matter (humic acids). The results obtained in this preliminary study show that OMCs have better retention abilities in comparison to the clay mineral alone. In comparison to kaolin-based OMCs, those based on zeolite demonstrate a better sorption-desorption ratio. Higher amount of humic acids (HA) coated on zeolite enhances its potential to adsorb and retain Cd and Cu ions. Organo-mineral complex containing 5 mg HK/g zeolite, possessed the best retention ability towards cadmium and copper. Similar results were obtained for immobilization of PCP on this sample. It can be concluded that application of OMC containing 5 mg HK/g zeolite could support natural attenuation capacity of soil.

Key words: zeolite, kaolin, humic acids, organo-mineral complex, sorption, desorption, heavy metals

ÚVOD

Vývoj účinnej, ale zároveň ekonomicky prijateľnej metódy eliminácie kontaminantov zo životného prostredia je dôležitou úlohou súčasnosti, nakoľko mnohé z rizikových látok nachádzajúcich sa v jednotlivých zložkách životného prostredia v dôsledku svojich toxických účinkov predstavujú závažný hygienický problém.

Existuje niekoľko spôsobov dekontaminácie pôd využívajúcich chemické, fyzikálno-chemické a biologické postupy (Hansen a kol., 2001). Mnohé z týchto spôsobov sú mimoriadne energeticky a ekonomicky náročné a využívajú sa hlavne na silne znečistených lokalitách. Väčšina pôdneho fondu však nevykazuje extrémne hodnoty znečistenia, ale v podstate každá lokalita obsahuje pomerne rôznorodú zmes anorganických i organických polutantov, ktoré za určitých podmienok môžu kontaminovať potravinový reťazec, resp. prenikať do podzemných vôd. Pôda má schopnosť eliminovať kontaminanty, a to ich interakciou s anorganickými (ílové minerály) a organickými (humínové kyseliny) pôdnymi zložkami, čím sa znižuje ich horizontálny a vertikálny pohyb. Práve táto prirodzená tlmiaca schopnosť pôdy (tzv. natural attenuation) sa v posledných rokoch využíva ako alternatívna metóda remediácie (Moore a kol., 2002).

Na zvýšenie prirodzenej schopnosti pôd eliminovať kontaminanty existuje niekoľko spôsobov. Szabová a kol. (1999) uvádza využívanie ílových minerálov (kaolinit, zeolity, bentonit) v snahe vytvoriť predpoklady pre zníženie koncentrácie ťažkých kovov v pôdnom roztoku a tým znížiť ich príjem rastlinami. Podobne aj Reháková a kol. (2003) popisuje využitie zeolitov z ekologického hľadiska pri znižovaní obsahu škodlivín v pôde sorpciou polárnych i nepolárnych, anorganických i organických kontaminantov. Na imobilizáciu ťažkých kovov sa v súčasnosti využívajú aj syntetické zeolity (Oste a kol., 2002, Vácha a kol., 2002). Kužel a Cígler (1997) ako aj Kwiatkowska a Maciejewska (2002) úspešne využili sorbenty na báze humínových kyselín (HK) izolovaných z rašelin a hnedého uhlia na zníženie mobility ťažkých kovov v pôde. V prirodzenom pôdnom prostredí sú však anorganické i organické zložky pôdy vo vzájomnej interakcii. Z toho dôvodu viacerí autori (Taylor a Theng, 1995, Arias a kol., 2002) skúmajú retenčné schopnosti organo-minerálnych komplexov pripravených na báze HK a ílových minerálov a ich schopnosť účinne znižovať mobilitu ťažkých kovov v pôde.

V rámci riešenia štátnej úlohy výskumu a vývoja 2003 SP 27/028 OD 01/028 OD 01 „Ekologizácia a ekonomická racionalizácia primárnej rastlinnej produkcie“ sme sa rozhodli odskúšať aplikáciu takéhoto organo-minerálneho sorpčného komplexu na báze prírodných komponentov, s cieľom zvýšiť prirodzenú schopnosť pôdy eliminovať kontaminanty.

Na základe našich predchádzajúcich výsledkov (Makovníková a kol. 2003, Madaras a kol., 2002, Barančíková a kol., 2004) bolo pripravených viacero organo-minerálnych komplexov (OMK) na báze ílového minerálu (kaolín, zeolit), s rôznou koncentráciou HK. V predkladanej práci uvádzame komplexné zhodnotenie retenčných experimentov vybraných ťažkých kovov (Cd, Cu), ako aj príklad sorpcie a desorpcie organického kontaminantu (pentachlótofenolu-PCP) na OMK.

MATERIÁL A METÓDY

Na prípravu OMK bol použitý zeolit z Východného Slovenska (lokalita Bystré) a kaolín (lokalita Sedlec), ktorých základné charakteristiky sú uvedené v tab. 1. Humínové kyseliny boli extrahované z Juhomoravského lignitu (lokalita Hodonín) modifikovanou IHSS metódou. HK boli charakterizované CHN elementárnou analýzou, stanovením karboxylovej kyslosti a ^{13}C NMR spektrami, z ktorých boli vypočítané percentuálne zastúpenie alifatického (Calif) a aromatického (Car) uhlíka a stupeň aromaticity α . Základné parametre HK sú uvedené v tab. 2.

Tab. 1 Základné charakteristiky zeolitu a kaolínu

	Špecifický povrch	Špecifická hustota	Vlhkosť	V_{por}
	(m^2/g)	(kg/m^3)	(%)	(cm^3/g)
zeolit	135	2 333	5,6	0,058
kaolín	16,76	2 615	1,2	0,041

Tab. 2 Základné charakteristiky humínových kyselín

elementárne zloženie (atómové %)				COOH	Calif	Car	α
C	H	N	O	(meq/1g HK)	(%)	(%)	(%)
51,06	28,8	1,1	19,04	4,45	34,7	44	55,9

Príprava OMK

HK boli rozpustené v 0,01 M NaOH pre výsledné koncentrácie 5, 25, 50, 100, 200, 500, 1 000 a 2 000 mg HK/l. K 10 g zeolitu (resp. kaolínu) bolo pridaných 50 ml roztoku HK. Suspenzia sa miešala 12 hod. pri laboratórnej teplote. Pevná fáza (OMK) bola centrifugovaná, premytá destilovanou vodou a vysušená pri 50°C. Pri príprave OMK na sorpciu Cd z roztoku 2 mg Cd/l bol použitý alkalický roztok HK, pri príprave OMK na sorpciu Cd z roztoku 25 mg Cd/l bolo pH po rozpustení HK upravené na 7.

Analogicky bol pripravený modifikovaný kaolín/zeolit, t.j. zmiešaním prírodného kaolínu/zeolitu s vyššie opísanými roztokmi, ale s nulovou koncentráciou HK.

Sorpcia/desorpcia

Cd

10 ml roztoku Cd s koncentráciou 2, resp. 25 mg/l bolo pridaných k 0,4 g OMK. Suspenzia bola miešaná 1 hod. pri laboratórnej teplote. Po oddelení pevnej a kvapalnej fázy centrifugáciou bola v roztoku stanovená koncentrácia Cd. Desorpcia bola realizovaná pridaním 10 ml 1 M NH_4NO_3 . Suspenzia bola miešaná 12 hod. pri laboratórnej teplote. Pevná fáza bola odcentrifugovaná a v roztoku bola stanovená koncentrácia Cd.

Cu

5 ml roztoku Cu s koncentráciou 3,175 g/l bolo pridaných k 0,1 g OMK. Ďalší postup pri sorpcii a desorpcii bol zhodný s Cd experimentom.

PCP

50 ml roztoku PCP (v destilovanej H_2O , pH 6) s koncentráciou 100, 200, 300 mg/l bolo pridaných k 2,0 g OMK. Suspenzia sa premiešavala na rotačnej trepačke (180 ot/min) pri laboratórnej teplote 1 hodinu. Pevná fáza sa scentrifugovala. V supernatante sa stanovila koncentrácia neadsorbovaného PCP. Desorpcia bola realizovaná pridaním 50 ml 0,1M CaCl_2 k tuhej fáze, pH sa upravilo na hodnotu 4 (pK_a PCP = 4,70 pri 25°C) a banka sa opäť umiestnila na rotačnú trepačku pri laboratórnej teplote na 24 hodín. Pevná fáza sa scentrifugovala. V supernatante sa stanovila koncentrácia desorbovaného PCP.

Meranie HK, Cu, Cd, PCP

Koncentrácia HK v pripravenom OMK bola stanovená na TOC analyzátore. Koncentrácia Cu bola meraná kolorimetricky, koncentrácia Cd polarograficky a koncentrácia PCP kvapalinovou chromatografiou. Množstvo sorbovaného Cu/Cd/PCP na OMK sme vypočítali z rozdielu medzi počiatočnou koncentráciou a rovnovážnou koncentráciou po sorpcii.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

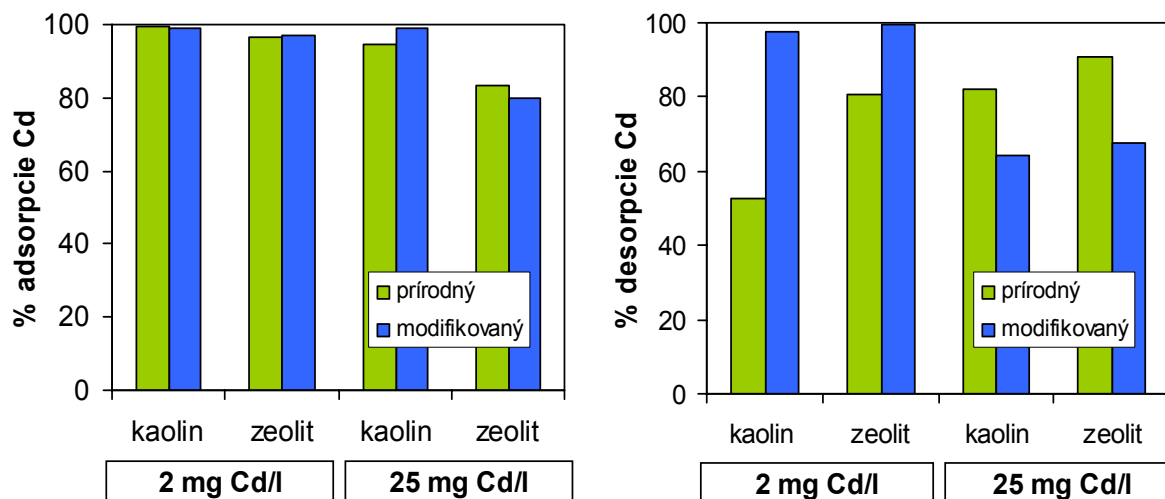
Sorpcia HK na zeolit/kaolín

Pri príprave jednotlivých typov OMK bola zistená vyššia afinita HK k zeolitu ako ku kaolínu. Zostatková koncentrácia HK po sorpcii na zeolit sa pohybovala od 6 – 25 %, na kaolín to bolo 15 – 70 %. Zostatková koncentrácia HK pri sorpcii na zeolit prudko stúpla počnúc OMK s obsahom 5 mg HK/g. Pri OMK s nižšími obsahmi HK sa pohybovala zostatková koncentrácia HK v roztoku v rozsahu 6 – 8 %, pri príprave OMK s 10 resp. 20 mg HK/g to bolo 13, resp. 25 %. Z technologického hľadiska je teda na prípravu OMK najvhodnejší OMK s obsahom 5 mg HK/g (Pekař a kol., 2004)

Retencia Cd na prírodné a modifikované formy kaolínu/zeolitu

Adsorpcia Cd na prírodný i modifikovaný kaolín bola takmer 100 %, a to pri oboch počiatočných koncentráciách Cd (2 resp. 25 mg/l). Takáto vysoká adsorpcia bola v prípade zeolitu (prírodného i modifikovaného) zistená iba pri počiatočnej koncentrácii 2 mg Cd/l. Pri vyššej počiatočnej koncentrácii (25 mg Cd/l) obe formy zeolitu adsorbovali cca 80 % Cd (obr. 1 vľavo).

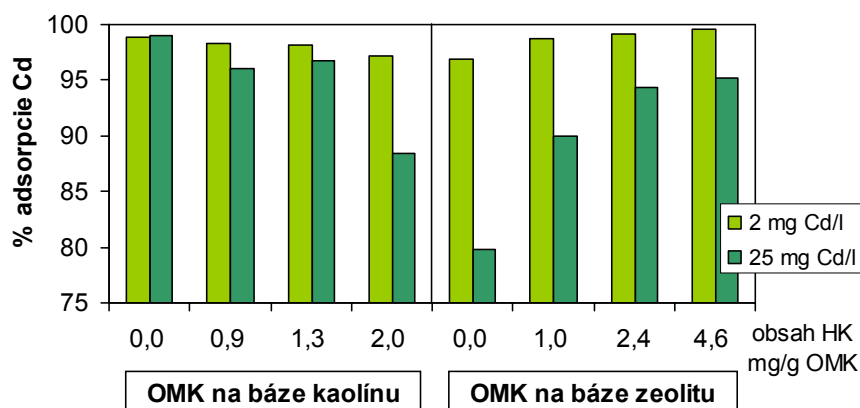
Obr. 1 Adsorpcia a desorpcia kadmia na prírodné a modifikované formy kaolínu a zeolitu



Podstatné rozdiely medzi prírodným a modifikovaným zeolitom/kaolínom boli zistené pri desorpcii. Pri počiatočnej koncentrácii 2 mg Cd/l prírodné formy minerálov desorbovali menej Cd ako ich modifikované formy. Opačná situácia bola zaznamenaná pri koncentrácii 25 mg Cd/l – v tomto prípade prírodný kaolín i zeolit desorbovali viac ako ich modifikované formy (obr. 1 vpravo).

Z uvedených údajov vyplýva, že sorpcia z oboch počiatočných koncentrácií Cd na prírodné minerály bola takmer identická, ale pri desorpcii sa ukázal ako vplyv počiatočnej koncentrácie Cd, tak aj vplyv 0,01 M NaOH, ktorý bol použitý pri príprave modifikovaných foriem zeolitu/kaolínu. Z uvedeného dôvodu bolo porovnanie retenčných schopností jednotlivých organo-minerálnych komplexov pripravených na báze zeolitu i kaolínu uskutočnené voči modifikovaným formám týchto minerálov.

Obr. 2 Adsorpcia Cd na organo-minerálne komplexy

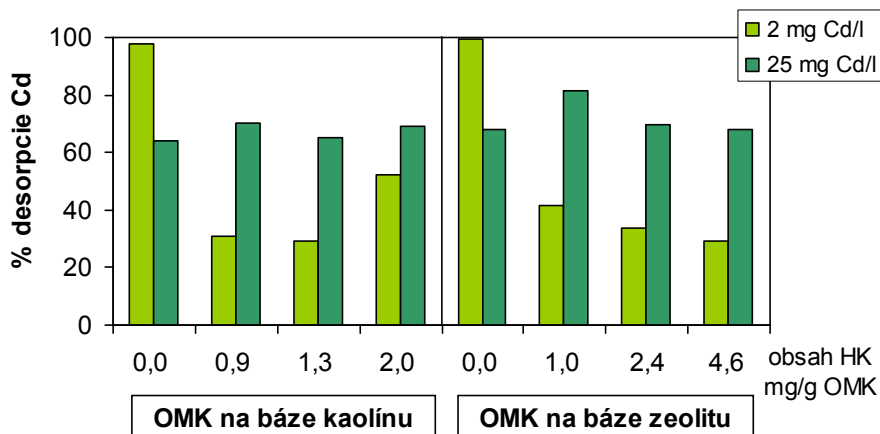


Retencia Cd na OMKs pripravených na báze zeolitu a kaolínu

Pri oboch skúmaných koncentráciách Cd možno u OMK pozorovať rovnaké trendy v sorpcii – v OMK pripravených na báze kaolínu sa so zvyšujúcim obsahom HK sorpcia Cd znižovala, zatiaľ čo u OMK na báze zeolitu bol zistený pozitívny vzťah medzi obsahom HK a sorpciou Cd (obr. 2).

Rozdielne správanie v závislosti od počiatočnej koncentrácie Cd bolo pozorované pri desorpcii. Pri desorpcii z počiatočnej koncentrácie 2 mg Cd/l spôsobovala HK u kaolínu i zeolitu pevnejšie naviazanie Cd, čo sa prejavilo nižšou desorpciou oproti kaolínu/zeolitu bez HK. Pri desorpcii z počiatočnej koncentrácie Cd 25 mg/l sa však prítomnosť HK neprejavila (obr. 3).

Obr. 3 Desorpcia Cd z organo-minerálnych komplexov



Získané výsledky poukazujú na lepšiu retenčnú schopnosť OMK pripravených zo zeolitu ako z kaolínu. Treba poznamenať, že v prípade kaolínu nami získané výsledky nie sú konzistentné s literárnymi údajmi, nakoľko Taylor a Thang (1995) podobne ako Arias (Arias a kol. 2002) uvádzajú pozitívny vplyv množstva HK v kaolinitických OMK na sorpciu Cd. V prípade oboch prác sú však oproti nášmu postupu veľké rozdiely v príprave OMK, ako aj rozdiely v pH pri sorpcii/desorpcii Cd, čo má zásadný vplyv na retenčné schopnosti OMK. Teylor a Theng (1995) uvádzajú nižšiu sorpciu Cd na OMK ako na čistý kaolín pri pH 4,2 avšak pri pH 5,6 zistili vyššiu sorpciu Cd na OMK ako na čistý kaolín, ktorá stúpala so stúpajúcou koncentráciou HK v OMK po určitý koncentračný rozsah. Najvyššiu sorpciu Cd na OMK zistili pri pH 6,3, avšak pri tomto pH zvyšujúce sa množstvo HK v OMK nemalo žiaden vplyv pri sorpcii Cd.

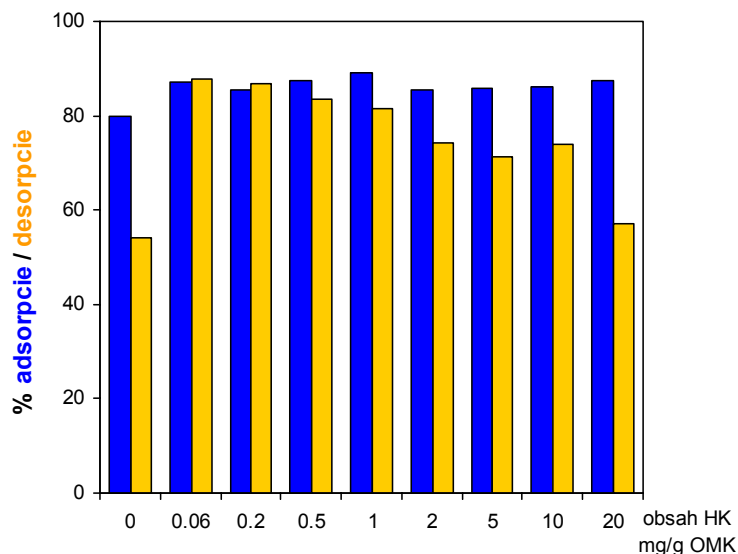
Na základe údajov získaných z retenčných experimentov s kadmiovou sme sa rozhodli pri porovnaní retencie Cd a Cu pokračovať v ďalších experimentoch iba s OMK pripravenými na báze zeolitu.

Porovnanie retenčných schopností OMK na báze zeolitu voči Cd a Cu

Ako je možné vidieť na Obr. 4, sorpcia Cd na OMK pri počiatočnej koncentrácii kadmia 25 mg/l je pomerne vysoká a vyrovnaná a je značne vyššia ako na modifikovaný zeolit. Sorpcia sa pohybovala v rozmedzí 85 – 89 %, pričom so zvyšovaním koncentrácie HK v komplexoch nebolo zaznamenané zvyšovanie sorpcie Cd. Rozdielna situácia bolo pozorovaná pri desorpcii, nakoľko sa veľkosť desorpcie Cd znižovala so vzrastajúcou koncentráciou HK v OMK (obr. 4).

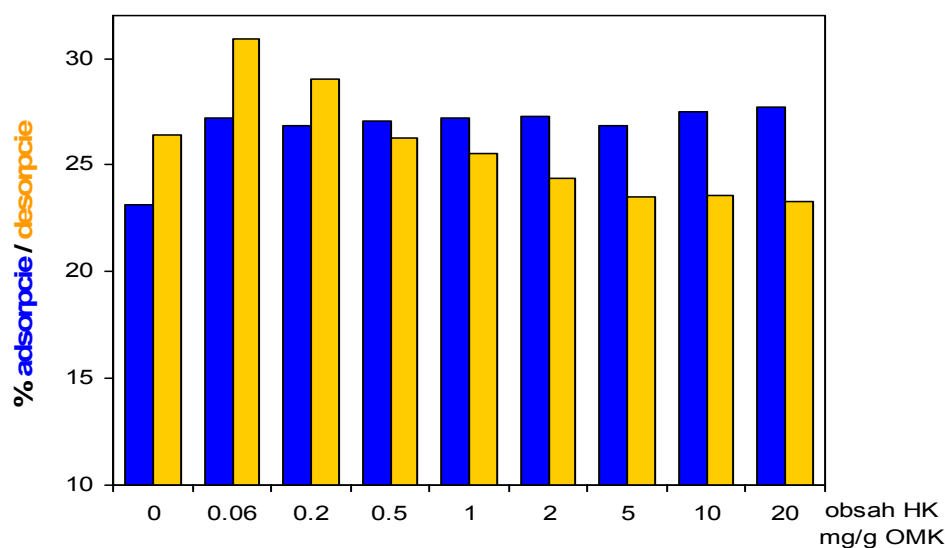
Sorpcia medi na OMK v porovnaní s kadmiovou nie je taká vysoká, čo môže byť spôsobené výrazne vyššou (127 x) počiatočnou koncentráciou Cu oproti Cd. Podobne ako v prípade Cd, HK viazané na zeolit spôsobili zvýšenie sorpcie Cu, avšak stúpajúca koncentrácia HK v OMK nemala na sorpciu medi viditeľný vplyv (obr. 5). Vplyv vyššej koncentrácie HK v OMK sa výrazne prejavil pri desorpčných experimentoch, nakoľko desorpcia Cu sa znižovala so stúpajúcou sa koncentráciou HK. Pri porovnaní s modifikovným zeolitom bolo zaznamenané znižovanie desorpcia počnúc OMK s obsahom 0,5 mg HK/g až po 5 mg HK/g. S ďalším zvyšovaním obsahu HK sa už desorpcia medi neznižovala.

Obr. 4 Adsorpcia a desorpcia Cd na organo-minerálne komplexy pripravené na báze zeolitu



Na základe dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať, že humínové kyseliny majú značný vplyv na retenciu Cd aj Cu, nakoľko v porovnaní s modifikovaným zeolitom sa sorpcia Cu/Cd na OMK zvýšila. Výrazný vplyv koncentrácie HK sa prejavil hlavne pri desorpčných experimentoch, kde zvyšovanie podielu HK znižovalo desorpciu kadmia i medi.

Obr. 5 Adsorpcia a desorpcia Cu na organo-minerálne komplexy pripravené na báze zeolitu



Ako bolo v úvode spomenuté, obe zložky organo-minerálneho komplexu ako zeolit, tak aj humínová kyselina môžu v značnej miere prispieť k zníženiu koncentrácie mobilnej formy ťažkých kovov v pôdnom prostredí. Búgell a kol. (1999) uvádza výrazný vplyv aplikácie zeolitu klinoptilonitu z lokality Bystré, ktorý bol použitý aj pri príprave našich OMK, na imobilizáciu Cd a Cu vo vzorkách reálne existujúcich kontaminovaných pôd. Zeolit disponuje špecifickou štruktúrou, ktorej základnou stavebnou jednotkou sú tetraédre SiO_4^{4-} a AlO_5^{5-} , pospájané iba cez niektoré tetraédre pomocou Si-O-Si do trojrozsmernej siete. Tým vznikajú v kryštálovej štruktúre pomerne veľké dutiny spojené kanálikmi, ktorých rozmery sú dostatočne veľké na to, aby do nich mohli vniknúť molekuly (Búgell a kol. 1999, Szabová a kol. 1999). Celkový objem týchto prázdnych priestorov býva 20 až 50 % a vďaka tomu môžu byť v zeolitoch sorbované viaceré druhy sorbátov, ktoré svojimi rozmermi vyhovujú rozmerom dutín zeolitu. Sorpciou rôznych hostujúcich zložiek do zeolitov dochádza k zmene ich fyzikálno-chemických vlastností napr. oxidačno-redukčným reakciám v dutinách a kanáloch zeolitu (Reháková a kol., 2003).

V súčasnosti sa zvýšenie účinnosti zeolitov dosahuje jednak prípravou syntetických zeolitov (Oste a kol., 2002, Vácha a kol., 2002) ale tiež obalením zeolitu rôznymi organickými zlúčeninami (Huttenloch a kol., 2001). Viacerí autori (Brüß a kol., 1995, Passdar, 1994, Vaughan a Malcolm, 1985, Podlešáková a kol., 1999) uvádzajú organickú hmotu ako jeden z najdôležitejších parametrov pôdneho prostredia, ktoré najviac ovplyvňujú pohyb, resp. sorpciu anorganických kontaminantov v pôde. Jednou z takýchto prírodných organických zlúčenín môžu byť aj humínové kyseliny.

V dôsledku svojho chemického zloženia (aromatické jadro s alifatickými reťazcami a množstvom rôznych funkčných skupín) sú HK schopné viazať polárne i nepolárne zlúčeniny. V pôdnom prostredí vytvárajú organo-minerálne komplexy, pričom sorpcia HK závisí jednak na type ílového minerálu, ale tiež na chemickej štruktúre HK a za hlavný mechanizmus väzobného procesu považuje Eglite (Eglite a Klavins, 2002) iónovo-výmenné reakcie. Simpson a kol. (2002) pri interakciách modelovej HK na ílový minerál zistil veľmi vysokú afinitu alifatických komponentov a tiež určitú afinitu aromatických častí HK k ílovému povrchu na rozdiel od aminových kyselín (peptidy, cukry) viazaných na uhlíkovodíky, ktoré vykazujú veľmi nízku afinitu k ílovému povrchu.

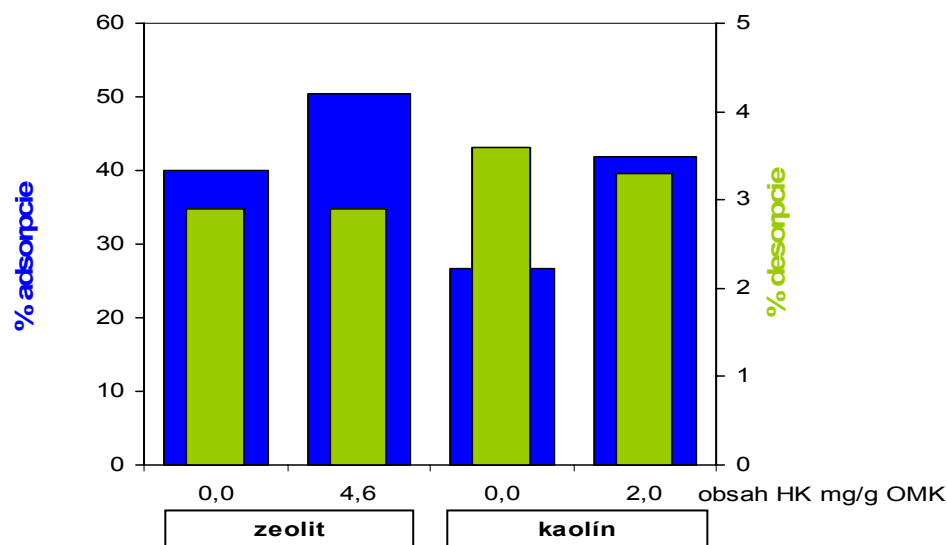
Hlavné ligandové miesta pre kovy v HK sú hlavne kyslík obsahujúce funkčné skupiny (karboxylové, fenolové, alkoholické, enolické, karbonylové), ale aj amino a sulfidicko-fosforečné skupiny (Senesi, 1992, Tan, 2003). Jednotlivé kovy, v závislosti od svojich vlastností interagujú s rôznymi skupinami pričom vytvárajú rôzne typy väzieb. Kadmium má silnú afinitu k funkčným skupinám obsahujúcim dusík a síru, na rozdiel od medi, ktorá vytvára kovalentné väzby so skupinami obsahujúcimi kyslík (karboxyly, fenoly, hydroxyly, karbonyly), ale tiež s väzobnými miestami obsahujúcimi jeden, resp. viac dusíkových ligandových atómov (Senesi, 1992). Cu vytvára tiež viacero druhov komplexov a chelátov hlavne s funkčnými skupinami obsahujúcimi kyslík. Vysoko aromatické HK, ako je aj nami použitá lignitická HK, obsahujú veľké množstvo aromatických COOH skupín, ktoré vytvárajú veľmi silné väzobné miesta pre Cu s vysokým stupňom stability (Tan 2003). To môže vysvetľovať zvýšenie sorpcie a zníženie desorpcie Cu na OMK s rastúcou koncentráciou HK.

Retencia PCP na OMK

Organické kontaminanty sa v pôde viažu hlavne na humusové látky, a to rôznymi typmi väzieb, ktoré zahŕňujú iónové, vodíkové a kovalentné väzby, elektrón donor-akceptorne mechanizmy (charge-transfer komplexy, t.j. komplexy s prenosom náboja), van der Waalsove sily a ligandové väzby (Gevao a kol., 2000). Sorpcia organických xenobiotík je ovplyvňovaná v prvom rade množstvom a kvalitou pôdnej organickej hmoty (Kozák a kol., 1992, Spiteller a Haider, 1997, Lassen a Carlsen, 1997, Barančíková a kol., 1995, 1999, 2000). Dec a Bolag (1994) uvádzajú kovalentnú väzbu medzi chlórófenolmi a HK, pričom zistili, že až 78 % pentachlórófenolu (PCP) viazaného v HK v ňom zostáva aj po mikrobiálnom ataku, takže uvoľnenie PCP zo štruktúry HK je minimálne. Zvýšenie sorpcie PCP v prítomnosti väčšieho množstva HK v pôde zistili aj Galil a Novak (1995), ktorí zároveň uvádzajú iba minimálnu sorpciu PCP na ílové minerály (2,6 – 19 %) v porovnaní s HK. Na rozdiel od ílových minerálov zeolity ako prírodné sorbenty sú v dôsledku svojej štruktúry schopné sorbovať aj organické mikropolutanty ako sú PCB, herbicídy, pesticídy, insekticídy a chlóróvané uhlíkovodíky (Szabová a kol., 1999, Huttenloch, a kol., 2001, Reháková a kol., 2003).

Nami namerané výsledky sorpcie PCP na zeolit a kaolín, ako aj OMK na báze zeolitu a kaolínu potvrdzujú uvedené literárne poznatky. Pri počiatočnej koncentrácii PCP 100 mg/l, zeolit sorboval podstatne viac PCP ako kaolín a sorpcia PCP na komplex s obsahom 5 mg HK/g, ktorý disponuje najlepšou retenčnou schopnosťou voči Cu/Cd, bola vyššia v porovnaní s čistým zeolitom ako aj OMK na báze kaolínu (obr. 6).

Obr. 6 Adsorpcia a desorpcia PCP na organo-minerálne komplexy



ZÁVER

Prírodné sorbenty zeolity, podobne ako humínové kyseliny, vďaka svojim excelentným retenčným schopnostiam sa v poslednom období pomerne v značnej miere využívajú pri eliminácii anorganických aj organických kontaminantov zo životného prostredia. Naším zámerom bolo vyvinúť a odskúšať organo-minerálny komplex, ktorý by skĺbil tieto ich vlastnosti.

Na základe našich sorpčno-desorpčných experimentov s vybranými kovmi (kadmium, meď) s diametrálne odlišnými charakteristikami a afinitou voči prírodným sorbentom, ako aj vybraným organickým kontaminantom (PCP) môžeme konštatovať, že komplexy na báze zeolitu disponujú, oproti modifikovanému zeolitu, lepšou retenčnou schopnosťou ako voči ťažkým kovom, tak aj organickým kontaminantom. Z hľadiska technologickej prípravy, ale aj sorpčno-desorpčného pomeru sa ako najvhodnejší pre praktické využitie javí komplex s pomerom HK : zeolit = 5 : 1 000.

V ďalšom období predpokladáme využiť uvedený OMK pri znížení mobilných foriem ťažkých kovov i eliminácii organických kontaminantov na reálnych pôdnych vzorkách obsahujúcich rôznorodú zmes anorganických i organických polutantov.

LITERATÚRA

- Arias, M., Barral, M.T., Mejuto, J.C.: Enhancement of copper and cadmium adsorption on kaolin by the presence of humic acids. *Chemosphere*, 2002, 48, 1081-1088.
- Barančíková, G., Gergeľová, Z.: Soil parameters influencing of PCB sorption. In: Van den Brink, W.J., Bosman, R. a Arendt, F. (eds.), *Contaminated Soil 95*, 1995, 357-358.
- Barančíková, G., Szaboová, J.: PCP retention experiments on soils and humic acids. *Vedecké práce VÚPOP*, 1999, 22, 5-11.
- Barančíková, G., Szaboová, Z.: The influence of organic matter quality on chlorophenol biodegradation. *Proceedings of 10th International Meeting of the IHSS, Toulouse*, 2000, 329-332.
- Barančíková, G., Klučáková, M., Madaras, M., Makovníková, J., Pekař, M., 2004: Chemical structure of humic acids isolated from various soil types and lignite. *Humic Substances in the Environment*, in press (accepted).
- Brüß, A., Turion, G., Noltner, T. A Schweikle, V.: Hintergrundwerte substrate-gesamthgehalte and mobile anteile. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlich gesellschaft*, 1995, 76, 1461-1464.
- Búgel, M., Szabová, T., Leščinská, M.: Možnosti využitia zeolitov v ochrane životného prostredia. *Acta Montanistica Slovaca*, 1999, 4, 61-65.
- Dec, J a Bollag, J.M., 1994: Dehalogenation of chlorinated phenols during binding to humus. In: Anderson, T.A. a Coats, J.R.(eds.). *Bioremediation through rhizosphere technology*. ACS symposium series 563, American Chemical Society, Washington DC, s. 102-111.
- Eglite, L., Klavins, M.: Sorption of humic substances on aquifer material and soil component. In: *Humic Substances: Natures's most versatile materials*, *Proceedings*, Boston, 2002, 264-267.

- Galil, M.I., Novak, J.T.: Pentachlorophenol-induced release of soil organics and colloids. *Wat. Re.*, 1995, 29, 1553-1540.
- Gevao, B., Semple, K.T., Jones, K.C., 2000: Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental pollution*, 2000, 108, 3-14.
- Hansen H. Ch. B., Kobza J., Schmidt R., Szakál P. Borgaard O.K., Holm P.E., Kanianska R., Bognarova S., Makovníková J., Matúšková L., Mičuda R., Styk J., *Environmental Soil Chemistry*, Pedagogická spoločnosť Jána Ámosa Komenského, Banská Bystrica 2001, 191.
- Huttenloch, O., Roehl, K.E., Czurda, K.: Sorption of polar aromatic contaminants by chlorosilane surface modified natural minerals. *Enviro. Sci. Technol.*, 2001, 35, 4260-4264.
- Kozák, J., Valla, M., Prokopec, O. a Vacek, O.: Prediction of the role of soil organic matter and some other soil characteristics in herbicide adsorption. In: Kubát, J. (ed.): *Humus, its structure and role in agriculture and environment*, Elsevier, 1992, 165-169.
- Kužel, S., Cígler, P.: Vlastnosti různých typu sorbentu s ISS určených k detoxikaci pud kontaminovaných kadmíem.
http://www.vurv.cz/czbiom/sborniky/sb97PrVana/sb97PrVana_kuzel.html.
- Kwiatkowska, J., Maciejewska, A.: Heavy metals availability for plants under influence of organic matter from brown coal. In: *Humic Substances: Natures's most versatile materials*, Proceedings, Boston, 2002, 295-297.
- Lassen, P., Carlsen, L., : Interaction between humic substances and polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Drozd, J., Gonet, S.S., Senesi, N. Weber, J. (eds.): *The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection*. Wroclaw, 1997, 703-709.
- Madaras, M., Barančíková, G., Makovníková, J., Klučáková, M., Pekař, M.: Comparison of cadmium sorption on different soil types nd lignite. *Proceedings SSCRI*, 25, 2002, 69-75.
- Makovníková, J., Barančíková, G., Madaras, M., Klučáková, M., Pekař, M.: Využitie sorpčných vlastností humínových kyselín pre environmentálne účely. Česko-Slovenský projekt VTS, číslo 202/145. Druhé pôdoznalecké dni v SR, 2003, Stará Lesná, 233-237. (Zborník príspevkov)
- Moore, B.J., Headley, V., Dupont, R.R., Doucette, W.D., Armstrong, J.E.: Abatement of gas-condensate hydrocarbons in natural wetland. *J. Environ. Sci. Health*, 2002, A37, 425-438.
- Oste, A.L., Lexmond, T.M., Riemsdijk, van, H.: Metal Immobilization in Soils Using Synthetic Zeolites. *J. Environ. Qual.*, 2002, 31, 813-821.
- Pekař, M., Klučáková, M., Barančíková, G., Madaras, M., Makovníková, J.: Organic-mineral complex for soil remediation. In: *Humic Substances and the Soil and Water Environment*. Sao Pedro, 2004 (accepted).
- Pasdar, D.: Bodenempfindlichkeit. Schadstoffe österreichische Bodenkartung. Klärschlamm-arflungung. Schwermetalle. Wien, 1994, 33 pp.
- Podlešáková, E., Němeček, J. a Roth, Z.: Mobilita stopových prvků v půdě. *Rostl. Výr.*, 1999, 45, 337-344.
- Reháková, M., Čuvanová, S., Gaval'ová, Z., Rimár, J.: Využitie prírodného zeolitu typu klinoptilolitu v agrochémii a poľnohospodárstve. *Chem. Listy*, 2003, 97, 260-264.
- Senesi, N.: Metal-humic substances complexes in the environment. Molecular and mechanistic aspects by multiple spectroscopic approach. In: *Biogeochemistry of trace Metals* (ed. D.C. Adriano), Lewis Publishers, Boca Raton, 1992, 429-496.
- Simpson, A., Kingery, W., Foan, E., Hatcher, P.: The fundamentals of humic substances, and their humic-clay complexes: insights in humin, soil formation, and the reactive soil interface. In: *Humic Substances: Natures's most versatile materials*, Proceedings, Boston, 2002, 447-449.
- Spiteler, M., Haider, A. : Characterization of the interaction of natural organic matter and xenobiotics. In: Drozd, J., Gonet, S.S., Senesi, N. Weber, J. (eds.): *The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection*. Wroclaw, 1997, 689-695.
- K.Szabová, T., Búgel, M., Leščinská, M: Možnosti využitia zeolitov v ochrane zložiek životného prostredia. *Acta Montanistica Slovaca*, 1999, 4, 61-65.
- Taylor, M.D., Theng, B.K.G.: Sorption of cadmium by complexes of kaolinite with humic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1995, 26, 765-776.
- Tan, K.H.: *Humic Matter in Soil and the Environment. Principles and Controversies*. Marcel Dekker, Inc., New York, 2003, 386 pp.
- Vácha, R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O.: Immobilisation of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. *Plant Soil Environ.* 2003, 48, 335-242.
- Vaughan, D. a Malcolm, R.E., 1985: Soil organic matter and biological activity. In: *Developments in plant and soil sciences*, vol. 16, Dordrecht, Dr. W. Junk Publishers, 1985, 2-35.

OD ERÓZNEHO OHROZENIA PO SPUSTNUTÉ PÔDY SLOVENSKA

*(kľúčový referát, téma II – Pôdna erózia a ostatné formy fyzikálnej
degradácie pôd)*

From Erosion Risk to Devastated Soils of Slovakia

Rudolf MIDRIAK

*Fakulta ekológie a environmentalistiky, TU vo Zvolene so sídlom v Banskej Štiavnici,
Katedra aplikovanej ekológie, Kolpašská 9/B, 969 01 Banská Štiavnica,
e-mail: midriak@fee.tuzvo.sk*

Abstrakt

Príspevok podáva prehľad o erózii pôdy (vodnej, vetrovej, snehovej, kryogénnej, a i.) a iných prejavoch fyzikálnej deštrukcie pôdy (zosúvanie, zliezanie, zhutnenie). Dôraz sa kladie na terminológiu v erodológii, vysvetľujú sa pojmy degradácia a devastácia pôdy. Autor hodnotí erózne ohrozenie pôdy vplyvom povrchovo tečúcej vody a vetrovou eróziou na Slovensku. Priemerný potenciálny odnos pôdy pri vodnej erózii je $2,30 \text{ mm.r}^{-1}$. Strednou, silnou a veľmi silnou intenzitou možného odnosu pôdy je ohrozené 68,9 % územia SR, vetrovou eróziou do 7 % PPF. Reálne je vodnou eróziou poškodené cca 73 % PPF. V lese je skutočná erózna strata pôdy $0,01 - 0,03 \text{ mm.r}^{-1}$ na iných pôdach $0,06 - 3,6 \text{ mm}$. Na Slovensku je plocha pôdy deštruovanej zosunmi vyše 148 tis. ha. a 200 tis. ha poľnohospodárskych pôd je zhutnených. Spustnuté erodované pôdy zaberali v polovici 20. st. okolo 220 tis. ha. Najviac (65 %) ich je na karbonátových podložiach. Ich priemerná dlhodobá intenzita denudácie je $1,4 - 2,0 \text{ mm.r}^{-1}$, na flyši $2,9 \text{ mm}$, na andezitoch $1,5$ a na svahovej hline až $31,7 \text{ mm.r}^{-1}$. V závere sú načrtnuté problémy erózie pôdy v SR z aspektu globálnej klimateckej zmeny.

Kľúčové slová: erózia pôdy, fyzikálna deštrukcia pôd, degradácia, devastácia, spustnuté pôdy

Abstract

A review of soil erosion (water-, wind-, snow-, cryogenic e.) and other forms of physical destruction of soils (landslides, creeping, compacting) is given. An emphasis is laid to the terminology in erodology, the terms *soil degradation* and *devastation* are explicated. The author has evaluated the erosive threat of soils by the surface runoff and wind in Slovakia. A mean annual potential soil loss due to water erosion amounted to 2.30 mm . By the mean to very strong potential water erosion is endangered 68.9 % of Slovak territory, by wind erosion up to 7 % of agricultural lands. Really ca 73 % of the agricultural lands are damaged by water erosion. A real rate of soil erosion is 0.01 to $0.03 \text{ mm.year}^{-1}$ on forest soils, on other lands 0.06 to 3.6 mm.year^{-1} . More than 148 000 ha of destructed soils by landslides and 200 000 ha of agricultural soils influenced by compacting are in the Slovak Republic. Devastated eroded lands covered ca 220 000 ha in Slovakia in the middle of the 20th century. Most (65 %) of them occur on carbonate bedrocks. Their mean secular denudation is 1.4 to 2.0 mm.year^{-1} , on the flysh 2.9 mm , on andesites 1.5 mm and on the colluvial loess up to $31.7 \text{ mm.year}^{-1}$. Finally problems of soil erosion in Slovakia are drafted from the climate change of view.

Key words: soil erosion, physical destruction of soil, degradation, devastation, waste lands

ÚVOD

Erózia pôdy je už dlhodobo závažným celosvetovým problémom, prinajmenšom odvtedy, čo človek začal kultivovať Zem, krajinu, obrábať a využívať poľnohospodársku pôdu. Prístup k jej ponímaniu

a metódam hodnotenia je však doteraz (a možno, čím ďalej, tým viac) nejednotný, pohľady geológov, geomorfológov, pedológov, poľnohospodárov, lesníkov, vodohospodárov, environmentalistov, ekológov a národohospodárov sú značne diferencované, v ojedinelých prípadoch možno úplne odlišné (Bennett, 1931, Hudson, 1981, Zachar, 1982, Midriak, 1983, Fulajtár, Janský, 2001 a iné).

Vzhľadom na ústrednú tému *Tretích pôdoznaleckých dní na Slovensku*, ktorou je **degradácia pôd** vo všetkých jej podobách, a najmä so zreteľom na tematický okruh *Erózia pôdy a iné prejavy fyzikálnej degradácie pôd*, v rámci ktorého je tento referát kľúčovým, je potrebné dôrazne upozorniť na nevyhnutnosť riešenia problémov erózie holisticky, na celom pôdnom fonde Slovenska a pokiaľ možno aj z komplexných krajinno-ekologických aspektov. V rámci obmedzených rozsahových možností sa snažím v ďalšej časti svojho príspevku vychádzať z týchto princípov.

Erózia pôdy a iné prejavy fyzikálnej deštrukcie pôdy

Eróziu vo všeobecnosti chápeme ako *deštrukciu* (rozrušovanie, vymieľanie, drobenie ap. až po denudáciu) povrchu – pôdy, zvetralinového plášťa, prípadne hornín. Niekedy k nej priradujeme aj *premiestňovanie, odnášanie* častiek, resp. látok z pôvodne deštruovanej hmoty pôsobením gravitácie a povrchovou činnosťou vody, vetra, ľadu, snehu a i. činiteľov, vystupujúcich v geomorfologických – reliéfových procesoch. Prakticky ide o mechanický proces (sčasti možno s výnimkou krasovatenia – teda rozpúšťania krasových hornín vodou, čo je už *chemickým procesom*, nazývaným *korózia*; tento sa však niekedy priraduje k zvetrávacím procesom – k chemickému zvetrávaniu, a to je len prípravná fáza pre pôsobenie reliéfových geomorfologických procesov, hoci sa jeho vplyvom v krasovej morfogenéze vytvárajú povrchové krasové geomorfologické formy (Sweeting, 1972, Whittow, 1984, Lacika, 1997 a i.).

V zmysle geomorfologického ponímania je atribútom modelácie reliéfu exogénnymi činiteľmi rovnako **erózia**, ako aj **transport** a **akumulácia**. Tieto tri fázy každého modelačného procesu môžu byť viac, alebo menej zreteľné pri jednotlivých exogénnych reliéfových procesoch, pričom im zodpovedajú aj samostatné geomorfologické formy (výnimočné postavenie v tomto smere majú transportné procesy). V zmysle nutnosti zredukovania týchto procesov na tie, ktoré sa v našich prírodno-hospodárskych podmienkach podieľajú na **erózii pôdy**, resp. fyzikálnej (mechanickej) deštrukcii pôdného plášťa, je potrebné beztak uvažovať (bez ohľadu na systematické triedenie) *vodnú eróziu, vetrovú eróziu, snehovú eróziu, zoogénnu eróziu* (najmä pasúcimi sa domácimi zvieratami a i.), *zosúvanie, zliezanie, kryogénnu deštrukciu* (ako pipkraková exfoliácia mačinovej pokrývky, alebo aj obnaženej pôdy – Midriak, 1983, Stankoviansky, 1983), *soliflukciu, antropogénnu eróziu* (napr. oraním – aračná e., tvorbou ciest ap. – Armand, 1956, Zachar, 1970) a iné procesy.

K nim ešte môže pristúpiť aj proces kompaktácie – zhutňovania pôdy, ktorá je príčinou fyzikálnej deštrukcie pôdy. Tento proces (spolu s ďalšími podobnými – zamokrenie a pod.) však nemožno z morfogenetického hľadiska spájať s eróziou, lebo pri nej ide predovšetkým o stratu pôdy (spojenú aj so zmenami kvality pôdy), zatiaľ čo napr. pri zhutňovaní a zamokrení o zmenu hydrofyzikálnych vlastností pôdy.

Tu sa vynára aj ďalší problém, súvisiaci s terminológiou na súhrnné označovanie všetkých vopred spomínaných procesov, resp. ich foriem. Niektorí pôdoznalci, ale aj fyzickí geografi a iní odborníci označujú procesy zhoršovania pôdných vlastností vplyvom pôsobenia rozličných činiteľov (teda aj erózie) ako **degradácia pôdy**. Takýto termín označuje (a to aj podľa niektorých slovníkov – Čabart a kol., 1959, Procházka a kol., 1962, Clark, 1984, Ivanová-Šalingová, Maniková, 1990) postupné narušenie pôdných vlastností vedúce k poklesu alebo i zániku pôdnej úrodnosti (pozri aj Hraško, Bedrna, 1988).

Takéto označenie, prevažujúce v našej poľnohospodárskej pedologickej literatúre, si možno vysvetliť aj tým, že pedológovia pri monitorovaní erózie poľnohospodárskych pôd (napr. Styk, 2002) sledujú ako prejav erózie prioritne zmenu niektorých vlastností pôdy (napr. zrnitosť, obsah humusu, reakcia pôdného roztoku pH, obsah prijateľného P). Hoci ide taktiež o významné ukazovatele (ktorých dôsledkom môže byť až zmena genetického typu, resp. subtypu pôdy), najpodstatnejší efekt erózie – *strata pôdy* – pri takomto posudzovaní a klasifikácii uniká. Inými slovami: chýba tu základná *kvantifikácia procesu*, lebo zhoršené vlastnosti pôdy (a to aj vplyvom erózie – *kvalitatívna stránka*) je v silách človeka upraviť, zatiaľ čo nahradiť stratenú pôdu vo väčšom rozsahu nevieme.

Z toho o.i. vyplýva aj to, že pri degradácii pôdy hrajú azda ešte väčšiu úlohu než erózia a iné fyzikálne prejavy zhoršenia pôdneho prostredia chemické – najmä rozpúšťacie procesy (Whittow, 1984). Naproti tomu možno navrhnúť (čo autor už vo viacerých publikovaných prácach dávnejšie urobil – napr. Midriak, 1967), aby sa na označovanie erózie pôdy a niektorých ďalších prejavov *fyzikálnej deštrukcie pôdy* (Hraško, Bedrna, 1988) používal výraz **devastácia pôdy**. Ide o ničenie, pustošenie prirodzených hodnôt krajiny. Tento výraz najlepšie vystihuje aj predstavu *spustnutých pôd*, ako „vrcholného“ prejavu erózie pôdy v krajine, má v sebe určite širší základ, vytvárajúci aj predstavu o vyrodovanej a stratenej pôde, pričom ide o termín, ktorý je imanentný pre krajinnno-ekologické hodnotenie fyzicko-geografickej ako aj socio-ekonomickej súčasti krajiny, resp. zjednodušene len krajiny. Navyše aj tento výraz uznávajú, resp. vysvetľujú viaceré slovníky (Sitenský a kol., 1905, Whittow, 1984, Ivanová-Šalingová, Maníková, 1990) a kompendiá o pôde (Júva a kol., 1975) a autori prác o erodológii (Zachar, 1970, Fulajtár, Janský, 2001 a iní).

K uvedenému významovému rozdeleniu obidvoch výrazov – degradácie a devastácie pôdy – vo vzťahu k ich najvýstižnejšiemu používaniu poznamenávam, že sme sa tomuto procesu venovali vo vedeckých a odborných kruhoch o.i. už v orgánoch *Československé akademie zemědělských věd* v 60. a 70-tych rokoch minulého storočia. Najnovšie uznáva rozdiely medzi *degradáciou pôdy*, *eróziou pôdy*, *zhutnením pôdy*, prípadne ďalšími faktormi z hľadiska osobitosti ochrany pôdy aj Zákon č. 220/2004 o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy.

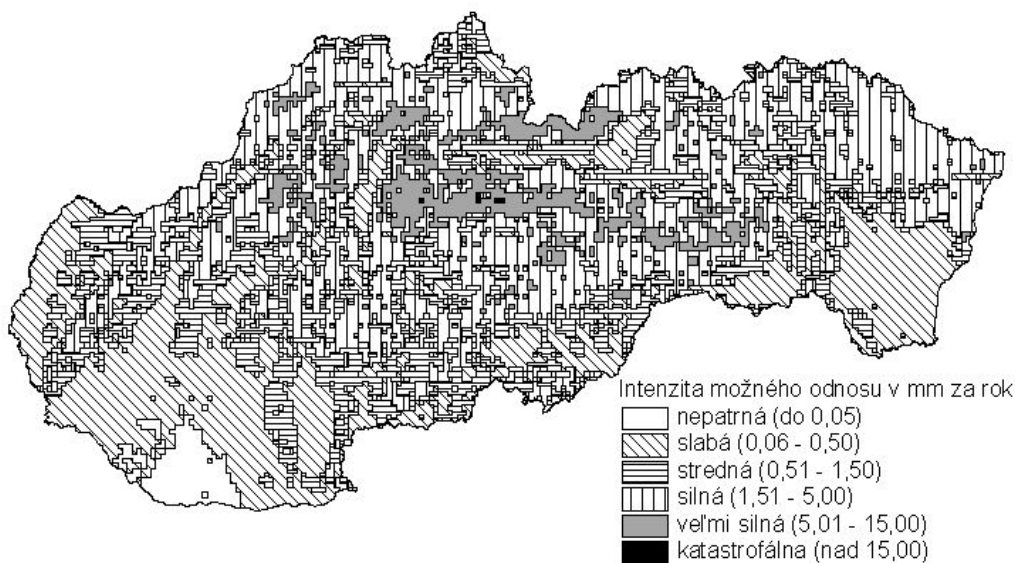
Erózna ohrozenosť pôdy a povrchu

Nejestvuje prirodzený povrch, ktorý by nebol ohrozený vodnou eróziou (takým je teda aj pôda v lese). Vodná aj vetrová erózia sú však doménou poľnohospodárskych (predovšetkým orných) pôd. Ohrozenie územia eróziou vyjadrujeme intenzitou potenciálnych pôdnych strát (teda *erodovateľnosťou* pôdy).

a) Erózne ohrozenie vplyvom povrchovo tečúcich vôd (vodná erózia)

Na vyjadrenie tohto ohrozenia jestvuje viacero tzv. univerzálnych rovníc pôdnych strát. Výsledkom ich výpočtov je zistenie intenzity potenciálnej (možnej) erózie pôdy. Ide o takú eróziu, ku ktorej by došlo len pôsobením prírodných činiteľov na povrchu pôd nechránenom lesným porastom ani žiadnou protierózne účinnou vegetačnou pokrývkou, pričom by tam neboli vybudované ani žiadne protierózne opatrenia.

Obr. 1 Erózna ohrozenosť povrchu SR vplyvom tečúcej vody (Midriak, 2002)



My sme na vyjadrenie takéhoto ohrozenia aplikovali Frewertovu rovnicu v Zdražilovej, Stehlíkovej (1970) a vlastnej modifikácii (Midriak, 1977, 2002) pričom intenzitu možných strát

a stupeň erózneho ohrozenia sme klasifikovali podľa upravenej Zacharovej (1982) stupnice (Šály, Midriak, 1995). Kartograficky je erózne ohrozenie zobrazené na mape 1, číselne v tab. 1.

Podľa týchto výsledkov je teda erózne ohrozenie poľnohospodárskych pôd prevažne *stredné*, lesných pôd prevažne *silné*. Priemerná intenzita možného odnosu pôdy v SR je $2,30 \text{ mm.rok}^{-1}$ ($23 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$). Vodnou eróziou stredne, silno a extrémne ohrozené poľnohospodárske pôdy na Slovensku majú rozlohu 1 359 tis. ha, t.j. 55,6 % poľnohospodárskeho pôdneho fondu – PPF (Bielek a kol., 2000). Stredne, silno, veľmi silno až katastrofálne ohrozené lesné pôdy zaberajú až 97,1 % lesného pôdneho fondu – LPF (Midriak, 1977).

Tab. 1 *Erózne ohrozenie pôdy podľa typu krajiny Slovenska vplyvom povrchovo tečúcej vody (potenciálna vodná erózia)*

Erózne ohrozenie (stupeň)	Intenzita potenciálnej erózie (odnosu) pôdy	Poľnohospodárska krajina		Lesná krajina		Spolu	
	mm.rok^{-1}	tis. ha	%	tis. ha	%	tis. ha	%
1. nepatrné	do 0,05	107	3,4	3	0,0	110	2,2
2. slabé	0,06 – 0,50	1 296	41,7	117	6,6	1 413	28,9
3. stredné	0,51 – 1,50	823	26,5	333	18,7	1 156	23,6
4. silné	1,51 – 5,00	783	25,2	1 075	60,3	1 858	38,0
5. veľmi silné	5,01 – 15,00	100	3,2	255	14,4	355	7,3
6. katastrofálne	nad 15,00	1	0,0	1	0,0	2	0,0
Priemer / spolu	2,30	3 110	63,5	1 784	36,5	4 894	100,0
Iné: bralný reliéf:				12		12	

b) Erózne ohrozenie poľnohospodárskej pôdy vetrovou eróziou

Podľa zrnitostného zloženia pôdy a vetrových pomerov je vetrovou eróziou ohrozené spolu 1968 tis. ha, t.j. 80,6 % PPF (Stred'anský, Pariláková, 2003 ex Jambor, 2002). Podľa Linkeša a kol. (1997) je vetrovou eróziou stredne a silno ohrozené 5 a 2 %, teda 7 % PPF, podľa Jambora a Ilavskej (1998) je ohrozené stredne 4,8 %, silne 0,4 % a extrémne 1,3 % (6,5 % z PPF). Hranica vetrovou eróziou ohrozenej pôdy (podľa Pasáka, 1978) je znázornená na obr. 2.

Údaje o reálnej erózii a iných procesoch fyzikálnej deštrukcie pôdy na Slovensku

Na rozdiel od erózneho ohrozenia, resp. erodovateľnosti (*erodibility*) pôdy v tejto stati v krátkosti prezentujeme údaje o erodovanosti pôdy, resp. zeminy, prípadne o rozsahu a intenzite fyzikálnych deštrukčných javov.

a) Vodná erózia pôdy (rôzne formy reálnej a lineárnej erózie)

Rozsah aktuálnej vodnej erózie poľnohospodárskych pôd na Slovensku podporuje až 60 percentná zorateľnosť (Bielek a kol., 2000). Podľa Midriaka a kol. (1990) je stredne erodovaných pôd 360 tis. ha (z toho na ornej pôde 236 tis. ha) a silne erodovaných pôd 346 tis. ha (z toho na ornej pôde 70 tis. ha), spolu teda 706 tis. ha, t.j. 28,9 % z poľnohospodárskej pôdy, resp. 306 tis. ha na ornej pôde (20,2 % z ornej pôdy).

Údaje o aktuálnej vodnej erózii podľa novších prameňov uvádzame v tab. 2.

Reálnu **intenzitu** procesov vodnej erózie poľnohospodárskych a lesných pôd uvádzajú viacerí autori. Midriak (1983, 1993, 2001) udáva skutočný odnos pôdy v okopaninách $\varnothing 3,6 \text{ mm.r}^{-1}$, v obilninách $\varnothing 1,8 \text{ mm.r}^{-1}$, v trvalých trávnych porastoch $\varnothing 0,06 \text{ mm.r}^{-1}$, na obnaženej pôde nad hranicou lesa $\varnothing 3,4 \text{ mm.r}^{-1}$ a v lesných porastoch stredohoria až vyšších horských oblastí Slovenska od 0,01 do $0,03 \text{ mm.r}^{-1}$. Lehotský a Stankoviansky (1992) bez udania času uvádzajú odnos 5 cm a max. akumuláciu 10 – 15 cm, Midriak s Liptákom (1995) po 1-ročnej sezóne topenia snehu na oráčiine píšu o odnose 4,3 až 7,8 mm a o nánose 4 – 8 cm. Janský (2001) na základe skúmania množstva

sedimentov v malých vodných nádržiach Slovenska vypočítal σ odnos 0,01 až 0,54 mm.r⁻¹ (podľa využívania pôdy a pri lesnatosti povodí od 0 do 60 %).

Tab. 2 *Skutočná vodná erózia poľnohospodárskych pôd v SR*

Označenie erózie	Linkeš a kol. (1997) tis. ha	Ministerstvo ŽP SR (2002) % PPF
slabá erózia	1 198	47
stredná erózia	514	22
silná erózia	49	2
extrémna silná erózia	24	1
spolu	1 785 tis. ha (73,1 % PPF)	72 % PPF

b) Vetrová erózia pôdy

Rozsah vetrovej erózie na poľnohospodárskych pôdach Jambor a Ilavská (1998) stotožňujú s rozsahom podľa intenzity erózneho ohrozenia (bez až mierne ohrozené 2 214 tis. ha, stredne ohrozené 114 tis. ha, silne ohrozené 9 tis. ha, extrémne ohrozené vetrovou eróziou 31 tis. ha – spolu stredne až extrémne ohrozené 6,5 % PPF, resp. 10,5 % ornej pôdy). Podobne je to v práci Stredánskeho a Parilákovej (2003 ex Jambor, 2002), ktorí vyčleňujú na piesočnatých pôdach 39 tis. ha, na ľahkých pôdach 210 tis. ha a na stredne ťažkých pôdach 1 719 tis. ha, spolu teda 1 968 tis. ha erózne ohrozených pôd vetrom.

O reálnej **intenzite** procesov vetrovej erózie pôdy máme údaje z oblasti nad hranicou lesa (Midriak, 1983). Podľa našich meraní deflácia odvieva 0,00003 až 0,5 mm, σ 0,18 mm.r⁻¹.

c) Rozsah pôdných zosunov

Údaje jednotlivých autorov o pôdných zosunoch v SR sa značne odlišujú. Matula a kol. (1963) udáva celkovú rozlohu zosunov vyše 29 tis. ha (z tzv. bežných a nebezpečných zosunov ~ 87,5 % je 67,6 % na PPF a 25,9 % na LPF). Midriak (1977) uvádza planimetrický údaj o intenzívnom zosúvaní pôdy (podľa rajonizácie mapy Holého, 1970) na LPF 127 tis. ha. Napokon podľa Nemčoka (1982) je celková plocha svahových porúch 150 tis. ha, z toho devastované územie lúk, pasienkov, ornej pôdy a pôdy lesných porastov vyše 148 tis. ha.

d) Zhutnenie pôdy

Na Slovensku je reálne zhutnených cca 200 tis. ha poľnohospodárskych pôd (Bielek, Kobza, 2002). Podľa Linkeša a kol. (1997) je objemová hmotnosť a pórovitosť podornice s menej priaznivými vlastnosťami. Penetrometrický odpor pre hlinité pôdy na vlhkosť 20 % bol 0,4 – 0,85 MPa, odpor zhutnených pôd (pseudogleje, hnedozeme, černozeme) pre hlinité pôdy 3,0 – 4,0 MPa a pre ílovitohlinité pôdy 3,7 – 3,9 MPa (na piesočnatých pôdach len 2,58 – 1,86 MPa).

e) Kryogénna deštrukcia pôdy

Z publikovaných údajov sa obmedzujeme len na zníženie (ústup) obnaženého pôdneho povrchu nad hranicou lesa gelisaltáciou (t.j. činnosťou ihlicovitého ľadu), ktoré dosahuje 0,5 až 3,64 mm pri jednom úplnom regelačnom cykle (Midriak, 1983).

Spustnuté pôdy

Tieto pôdy pokladáme za vrchol erózneho zdevastovania povrchu. Ide o pôdy, na ktorých bola antropogénne odstránená trvalá vegetačná pokrývka a deštrukčnými procesmi (najmä vodnou a vetrovou eróziou, zosuvmi, urýchľovanými orbou, pasiením) bol buď odstránený, stenčený, alebo výrazne pozmenený pôdny plášť s výrazným prispením diferencovanej expozičnej klímy. Došlo tak k horizontálnemu i vertikálnemu prerušeniu celistvosti pôdnej pokrývky (často k zryhovaniu svahových pozemkov) a k zníženiu jej úrodnosti. Z hľadiska dynamiky a vývoja krajiny ide buď o proces sekundárnej sukcesie, alebo o vývojový stupeň typu katastrofy, pri ktorom dochádza k ireverzibilnej zmene štruktúry krajiny.

a) Rozsah a výskyt spustnutých pôd na Slovensku

Po revízii pôdneho fondu k r. 1962 bolo možné (nie však úplne presne) usúdiť, že na Slovensku išlo o rozlohu 219 383 ha spustnutých pôd (Midriak, 1965). Rozdeľujú sa podľa typu horniny, resp. substrátu, na ktorom sa vytvorili. Ide tak o ich 47 % zastúpenie na vápencoch, 18 % na dolomitoch až dolomitických vápencoch, 12 % na silikátových horninách kryštalinika, 10 % na paleogénnom flyši, 6 % na neovulkanitoch a 7 % na ostatných substrátoch (sprašové hliny, neogénne málo spevnené podložie, riečne štrky, zasolené pôdy a i.). Sú rozšírené až po subalpínsky (ojedinele aj alpínsky) stupeň. Najviac ich pripadá na karbonátové podhoria (65 %), kde bol plytký profil rendzín. Častý výskyt spustnutých pôd bol pod umelo vytlačeným okrajom lesa, v krasových oblastiach, ale aj nad hornou hranicou lesa – vyše 4 800 ha, t.j. 8,1 % plochy povrchu (Midriak, 1983). Časť spustnutých pôd na Slovensku sa zalesnila.

b) Intenzita sekulárnych erózných procesov

Na zdokumentovaných odlesnených pozemkoch sme skúmali intenzitu erózie slovenských spustnutých pôd (Midriak, 1965, 1969). Na vápencovom podloží (odlesnené 100 r.) ide o dlhodobú priemernú intenzitu denudácie $1,44 - 2,01 \text{ mm.r}^{-1}$, na dolomitoch (250 – 300 r.) odnos z rýh $5,4 - 17,9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$, spolu plošná a rýhová erózia $16,2 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$ ($1,62 \text{ mm.r}^{-1}$), na dolomitických vápencoch (200 – 250 r.) odnos plošnou eróziou $5,2 - 8 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$, spolu s rýhovou eróziou $15,9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$ ($1,59 \text{ mm.r}^{-1}$), na flyšovom podloží (100 r.) odnos z rýh $10,7 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$, spolu s plošnou eróziou $28,8 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$ ($2,9 \text{ mm.r}^{-1}$), na andezitoch (100 – 150 r.) $15 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$ ($1,5 \text{ mm.r}^{-1}$) a na sprašovej hline (60 r.) až $317 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{r}^{-1}$ ($31,7 \text{ mm.r}^{-1}$).

Globálna klimatická zmena a erózia pôdy na Slovensku

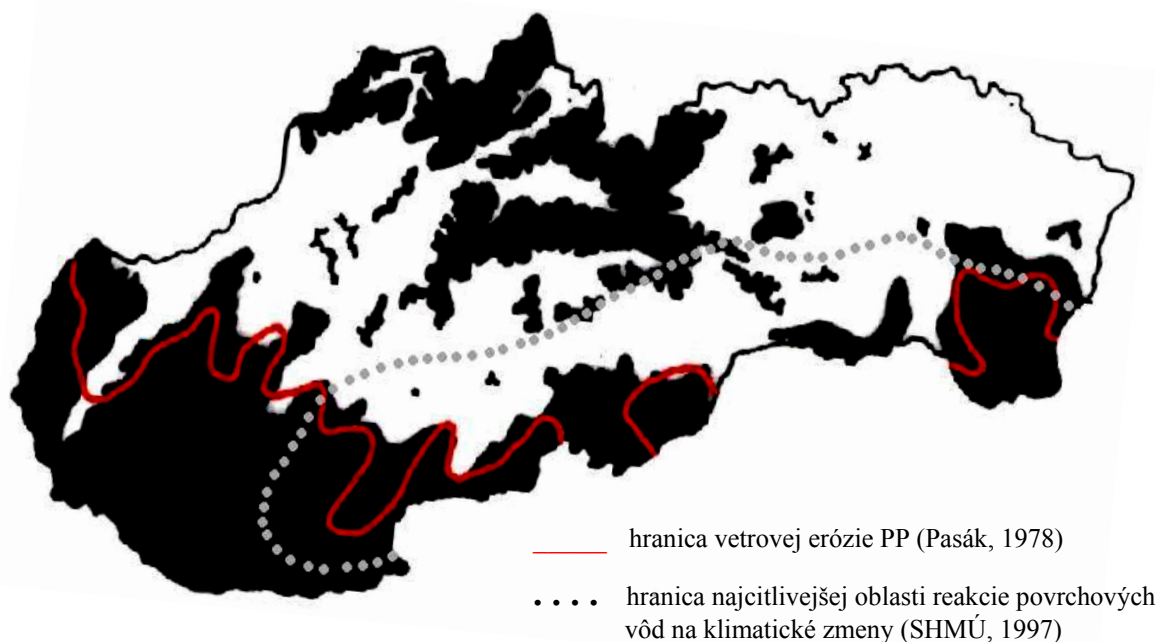
Už niekoľko desaťročí je realitou globálna klimatická zmena, s ktorou súvisia viaceré zmeny v ekologických podmienkach krajiny (Antal a kol., 2002), s možnosťou vyústenia až do disturbancie ekosystémov typu prírodných katastrof. Za takúto možno pokladať aj eróziu pôdy vtedy, keď postihnutá plocha dosiahne z hľadiska kvalitatívnych a kvantitatívnych znakov poškodenia pôdnej pokrývky nebezpečné parametre (napr. charakter spustnutej pôdy). To by súčasne narušilo naše ustálené predstavy o trvalo udržateľnom rozvoji územia.

Najzávažnejším predpokladaným krajinnno-ekologickým dôsledkom globálnej klimatickej zmeny by mal byť posun hraníc biómov v Európe na sever o 250 – 300 km a vertikálny vzostup hraníc vegetačných stupňov o 150 – 250 m (Schlaepfer, 1993). S týmito procesmi by bol bezprostredne zviazaný aj nástup stepí, celkové vysušovanie krajiny (a teda možnosť zväčšenia intenzity vetrovej erózie), dezertifikácia, salinizácia a alkalizácia pôdy a pri častejšej nepravidelnej distribúcii aj možnosť výskytu erózne nebezpečných lejakovitých zrážok, čo zasa indikuje možnosť zväčšenia intenzity ronovej, jarčekovej aj výmoľovej erózie. To všetko vytvára spolu s antropogénnymi aktivitami podmienky pre opätovné rozširovanie spustnutých pôd, a to vo výraznej miere aj v subalpínskom a alpínskom stupni s plytkými pôdami.

Napokon na ilustráciu týchto procesov uvádzame obr. 2. V ňom sú plošne na základe Holdrigeovho modelu (Mind'áš, Škvarenina, 1996) označené oblasti, v ktorých by malo dôjsť (podľa \varnothing ročnej biotploty, \varnothing ročného úhrnu zrážok a pomeru potenciálnej evapotranspirácie k ročnému úhrnu zrážok) k zmene rastových podmienok vegetačných formácií.

Rozšírenie týchto oblastí významne koinciduje pozdĺž južnej a JZ hranice Slovenska s líniou výskytu vetrovej erózie (podľa Pasáka, 1978), pritom aj hranica oblasti s vysokým stupňom citlivosti povrchových vôd na klimatické zmeny (28 % územia SR) podľa SHMÚ (1997) signalizuje situovanie vysušovania, dezertifikácie krajiny atď. a možnosti rozširovania erodovaných spustnutých pôd najmä v nížinách, kotlinách a stredohorí južného a JV Slovenska.

Obr. 2 Plochy (čierna farba) s podmienkami rastových zmien vo vzťahu ku globálnej klimatickej zmene (podľa Mind'áša a Škvareninu, 1996) na území SR



Podakovanie:

Autor ďakuje Vedeckej grantovej agentúre SR za to, že tento príspevok mohol vzniknúť pri riešení jej projektu č. 1/0437/03.

LITERATÚRA

- Antal, J. (ed.), 2002: Očakávané globálne zmeny klímy a ich možný dopad na vodný režim, poľné a lesné hospodárstvo. Zborník č. 27, SAPV, Nitra, 63 s.
- Armand, D. L., 1956: Antropogennyye erozionnyye processy. Sel'skochozajstvennaya erozija i borba s nej. Moskva, 256 s.
- Bennett, H. H., 1939: Soil conservation. McGraw - Hill Book Co. New York - London, 993 pp.
- Bielek, P. a kol., 2000: Jubilejná správa o pôde Slovenskej republiky a činnosti Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave. VÚPOP, Bratislava, 123 s.
- Bielek, P., Kobza, J., 2002: Monitoring pôd SR ako súčasť Monitoringu životného prostredia SR. VÚPOP, Bratislava, Stredisko pre ČMS - Pôda.
- Clark, A. N., 1990: Dictionary of geography. Penguin books, London, 359 pp.
- Čabart, J. a kol., 1959: Naučný slovník lesnícký. I. díl A - I. Vyd. ČSAZV ve SZN, Praha, 701 s.
- Fulajtár, E., Janský, L., 2001: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. VÚPOP, Bratislava, 308 s.
- Hraško, J., Bedrna, Z., 1988: Aplikované pôdoznalectvo. Príroda, Bratislava, 474 s.
- Hudson, N., 1981: Soil conservation. Batsford Academic and Educational Ltd., London.
- Ivanová-Šalingová, M., Maníková, Z., 1990: Slovník cudzích slov. A/Z. SPN, Bratislava, 944 s.
- Jambor, P., 2002: Water and wind erosion upon Slovakian soils. In Jambor, P. (ed.): Vedecké práce č. 25, Proceedings No. 25. VÚPOP, Bratislava, p. 41-46.
- Jambor, P., Ilavská, B., 1998: Metodika protierózneho obrábania pôdy. VÚPÚ, Bratislava, 69 s.
- Júva, K., Klečka, A., Zachar, D. a kol., 1975: Půdní fond ČSSR. Adademia, Praha, 477 s.
- Lacika, J.: Geomorfológia. Skriptá. TU vo Zvolene, 1997, 172 s.
- Lehotský, M., Stankoviánsky, M., 1992: Detekcia zrážkových eróznno-akumulačných procesov na základe stanovenia obsahu izotopu Cs-137 v pôdnom profile. Geograf. čas., 44, 3, s. 273-287.
- Linkeš, V. a kol., 1997: Monitoring pôd Slovenskej republiky. Súčasný stav monitorovacích vlastností pôd. VÚPÚ, Bratislava, 128 s.
- Matula, V. a kol., 1963: Sesuvná území ČSSR. Souhr. záv. zpr., ÚÚS, Praha (nepubl.)
- Midriak, R., 1965: Erózia spustnutých pôd na Slovensku. Kand. diz. práca, Zvolen, 178 s. + 50 obr. (nepubl.)

- Midriak, R., 1967: Erozívna devastácia a degradácia pôdy v juhozápadnom predhorí Poloninských Karpát. Vedecké práce VÚLH vo Zvolene. 9, s. 45-80.
- Midriak, R., 1969: Erózia spustnutých pôd karbonátoých podloží na Slovensku. Náuka o Zemi IV, Pedologica 5, Vyd. SAV Bratislava, 1969, 112 s.
- Midriak, R., 1977: Potenciálna erózia lesnej pôdy ČSSR. Vedecké práce VÚLH vo Zvolene, 25, s. 203-228.
- Midriak, R., 1983: Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Veda, Bratislava, 516 s.
- Midriak, R., 1993: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. Acta Facult. Forest. Zvolen, 35, s. 71-86.
- Midriak, R., 2001: Podhorské a horské oblasti Slovenska - hodnotenie erózneho ohrozenia a deštrukcie pôdy podľa geoeologických typov a súčasného využitia zeme. Acta Univers. Purkynianae 73, Studia oecologica 12, Ústí nad Labem, s. 79-84.
- Midriak, R., 2002: Potenciálna vodná erózia pôdy (podľa R. K. Frewerta, K. Zdražila a O. Stehlíka). In Atlas krajiny Slovenskej republiky. MŽP SR Bratislava, SAŽP, Banská Bystrica, s. 288.
- Midriak, R., Linkeš, V., Stankoviánsky, M., 1990: Ochrana pôdneho fondu pred eróziou. Súčasný stav výskumu erózie pôdy na Slovensku - vybrané výsledky. Geogr. čas., 42, 2, s. 220-224.
- Midriak, R., Lipták, J., 1995: Erosion and reforestation of abandoned lands in the Slovak Karst Biosphere Reserve. Ekológia (Bratislava), Suppl. 2/1995, p. 111-124.
- Mindáš, J., Škvarenina, J., 1996: Analýza zmien klimatických podmienok lesných spoločenstiev podľa scenárov Global Circulation Models (GCMS). Vedecké práce LVÚ vo Zvolene, 41, s. 9-14.
- MŽP SR, 2002: Národná správa o trvalo udržateľnom rozvoji v Slovenskej republike. Bratislava, 140 s.
- Nemčok, A., 1982: Zosuvy v slovenských Karpatoch. Veda, Bratislava, 320 s.
- Pasák, V., 1978: Větrná eroze půdy. Dokt. diz. práce, VÚM, Praha (nepubl.).
- Procházka, V. (ed.), 1962: Příruční slovník naučný. A - F. I. díl. ČSAV, Praha, 820 s.
- SHMÚ, 1997: Klimatická zmena, jej dôsledky a adaptačné opatrenia. Bratislava, 4 s.
- Schlaepfer, R., 1993: Long-term implications of climate change and air pollution on forest ecosystems. Progress rep. of the IUFRO Task Force „Forest, Climate Change and Air Pollution“. Vienna, IUFRO; Birmensdorf, WSL. IUFRO World Series, 4, 132 pp.
- Sitenský, F., 1905: Hospodářský slovník naučný. A - H. Díl I. Nakl. F. Šimačka, Praha, 1256 s.
- Stankoviánsky, M., 1983: Smery výskumu súčasných exogénnych reliéfových procesov na Slovensku a pokus o ich klasifikáciu. Geografický časopis, 35, 4, s. 419-425.
- Stehlík, O., 1970: Geografická rajonizace eroze půdy v ČSR. Metodika zpracování. Studia Geographica 13, GÚ ČSAV, Brno, 40 s.
- Styk, J., 2002: Monitoring vplyvu vodnej erózie na zmeny vybraných vlastností pôd. In Kobza, J. (ed.): Monitoring pôd SR. Aktuál. stav a vývoj monitor. pôd. Výsl. z Čiastk. monitor. systému – Pôda za obdobie 1997 - 2001 (2. cyklus). VÚPOP, Bratislava, s. 142-159.
- Sweeting, M., 1972: Karst landforms. McMillan, London, 362 pp.
- Šály, R., Midriak, R., 1995: Water erosion in Slovakia. Proceed. Soil Fertil. Res. Inst., Bratislava, 19/I, p. 169-175.
- Whittow, J., 1984: Dictionary of physical geography. Penguin books, London, 591 pp.
- Zachar, D., 1970: Erózia pôd. Vyd. SAV, Bratislava, 528 s.
- Zachar, D., 1982: Soil erosion. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam – Oxford – New York, 548 pp.
- Zachar, D. a kol., 1984: Lesnícké meliorácie. Príroda, Bratislava, 488 s.

ABSORPCIA A TRANSLOKÁCIA ŤAŽKÝCH KOVOV RASTLINAMI PESTOVANÝMI NA KONTAMINOVANEJ PÔDE

Heavy Metals Adsorption and Translocation by Plants Growing on Contaminated Soil

Dušan MIKLOVIČ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: miklovic@vupu.sk

Abstrakt

V katastri PD Hontianske Tesáre bol založený presný maloparcelkový pokus za účelom štúdia absorpcie a translokácie ťažkých kovov (kadmia, zinku a olova) ovsom siatym (*Avena sativa* L.), raže siatej (*Secale cereale* L.) a kukurice siatej, silážnej (*Zea mays* L.). Ide o stredne ťažkú fluvizem typickú s nadlimitným obsahom uvedených ťažkých kovov v pôde. Výsledky ukázali, že u všetkých pestovaných plodín bol prekročený povolený limit obsahu rizikových prvkov pre potraviny a krmoviny v prípade kadmia. Obsah zinku prevýšil povolený limit v zrne ovsu a raže a v slame ovsu. Obsah olova neprevýšil u žiadnej z pestovaných plodín povolený limit obsahu kontaminantov.

Abstract

In the conditions of precise field experiments in the cadastre of Agricultural cooperative Hontianske Tesáre were studied the absorption and translocation of heavy metals (Cd, Zn and Pb) with oats (*Avena sativa* L.), rye (*Secale cereale* L.) and silage maize (*Zea mays* L.). It was studied on the medium grained Fluvisol with over-limited content of above mentioned heavy metals in the soil. Experiment results shows that in all growing crops was content of cadmium over-limited. Content of zinc was also over-limited in the corn of oats and rye and in the straw of oats. The content of lead did not reach the limit of the contents of contaminants.

ÚVOD

Pôda ako prostredie pre rastliny, ktorá je zdrojom nevyhnutných živín, môže obsahovať i prvky, ktoré svojím charakterom, resp. vysokým obsahom sú nežiadúce, prípadne až škodlivé. Ich škodlivosť sa prejavuje tým, že buď poškodzujú rast a vývin rastliny, alebo cez rastlinnú produkciu pôsobia toxicky na človeka a zvieratá.

Samotná toxicita takýchto cudzorodých látok je potom určená ich povahou a účinkom, ale aj v prípade hlavných živín (napr. N, K) sa môže prejaviť ich nadmerná kumulácia na toxicite prostredia a rastliny.

Toxické látky obsiahnuté v pôde môžeme z aspektu ťažkých kovov rozdeliť do dvoch skupín:

- medzi ťažké kovy, ktoré v nízkych koncentráciách majú určitú funkciu v metabolizme rastliny, ale sú potenciálne škodlivé vo vyšších koncentráciách (napr. mikroživiny: Cu, Zn)
- a medzi ťažké kovy, ktoré sú vyslovene toxické (Cd, Pb, Hg, Cr)

Jedným zo zdrojov znečistenia pôdy je teda i kadmium, zaradené medzi ťažké kovy, začlenené do skupiny zvlášť rizikových prvkov. Kontaminácia životného prostredia kadmium sa takto stáva vážnym ekologickým problémom (Baier, Baierová, 1985, Hanáčková et al., 1994, Hanáčková, 1997, Hegedúšová, 1997).

Kadmium je rastlinami prijímané prevažne koreňmi, existuje však aj príjem povrchom listov. Kadmium prítomné v pôdnom roztoku je priamo dostupné pestovaným rastlinám. Jeho príjem rastlinou súvisí s rizikom jeho postupu až do potravinového reťazca. Preto svojou akumuláciou v pôde môže spôsobovať problémy pri zabezpečovaní zdravotnej nezávadnosti rastlinnej produkcie dopestovanej na kontaminovanej pôde.

Baier, Baierová (1985) konštatujú, že s vysokým obsahom *olova* v pôde sa stretávame iba zriedka, hoci na druhej strane pripúšťajú, že môže dosiahnuť hodnoty i $3\,000\text{ mg.kg}^{-1}$ pôdy. Pôdou je olovo silne sorbované a preto sa iba málo prejavuje v obsahu pletív rastlín. Tvorí v pôde pomerne stabilné zlúčeniny s pôdnymi koloidmi a je pevne fixované v ílových mineráloch.

Predsá však vzhľadom k možnosti transportu olova v potravinovom reťazci až do ľudského organizmu je dôležité sledovanie jeho obsahu na prirodzene kontaminovanej pôde a v jednotlivých zložkách rastlinnej produkcie určených aj na výživu zvierat.

Zinok má v uvedenej zostave ťažkých kovov z fyziologického aspektu zvlášť postavenie vyplývajúce z jeho zaradenia do skupiny mikroelementov, teda prvkov vyskytujúcich sa v pôde a v rastline v nízkych koncentráciách a potrebných pre rastliny. Až po prekročení určitých prahových (kritických) hodnôt (podľa našej normy pre výluh $2\text{M HNO}_3 = 40\text{ mg.kg}^{-1}$ pôdy) sa tento biogénny prvok stáva v pôde toxickým (Anonym, 1994).

Toxicita zinku má pravdepodobne príčinu v jeho schopnosti tvoriť cheláty s transportérmi železa. V praxi sa nedostatok zinku môže prejavovať najmä pri ovocných stromoch, ale aj pri kukurici a ostatných obilninách. V rastlinách existujú špecifické látky chelátovej povahy, ktoré sú schopné zadržiavať zinok. Hromadí sa hlavne v mladých listoch a meristematických pletivách. Ovpľyňuje hromadenie cukru, jeho transport a aktivizuje biosyntézu bielkovín. Obsah zinku v pôde kolíše od 10 do 300 mg.kg^{-1} pôdy (Ivanič et al., 1984). Jeho prístupnosť pre rastliny závisí od hodnoty pôdnej reakcie. So zvyšovaním koncentrácie vodíkových iónov sa prístupnosť zinku zvyšuje.

Cieľom predloženého príspevku bolo posúdiť procesy absorpcie a translokácie v pôde prítomným kadmium, zinkom a olovom pri bežnej agrotechnike pestovania ovsa, raže a silážnej kukurice.

MATERIÁL A METÓDA

Presný stacionárny maloparcelkový pokus bol založený v katastrálnom území Poľnohospodárskeho družstva Terany, stredisko Hontianske Tesáre. Experimentálny pozemok, ktorý predstavuje lokalitu geochemickej anomálie leží v nive Štiavnického potoka, kde pôda má zvlášť vysoký prírodný obsah ťažkých kovov, je charakterizovaný priemerným obsahom kadmia v $2\text{M HNO}_3 = 5,14\text{ mg.kg}^{-1}$, zinku 383 mg.kg^{-1} a olova 257 mg.kg^{-1} pôdy. Ide o stredne ťažkú pôdu – fluvizem typickú. Z hľadiska limitných hodnôt rizikových látok prekračujú namerané hodnoty obsahu kadmia v ornici platnú normu o viac ako 17-krát, zinku 9,5-krát a olova o viac ako 8,5 krát (Anonym, 1994).

Presnejšia charakteristika pôdy je uvedená v tab. 1.

Vplyv zvýšeného obsahu kadmia, zinku a olova v orničnom horizonte sledovanej pôdy sme hodnotili na:

- biologických parametroch rastlín (produkcie biomasy, úrody hlavného, vedľajšieho produktu a celkovej produkcie nadzemnej fytohmoty)
- na základe indikačnej schopnosti pestovaných plodín (kumulácie kadmia, zinku a olova v sušine zrna, slamy).

Dávky aplikovaných živín pod pestované plodiny (kg.ha^{-1}):

ovos	raž	silážna kukurica
$\text{N}_{120}\text{P}_{24}\text{K}_{34}$	$\text{N}_{120}\text{P}_{42}\text{K}_{95}$	$\text{N}_{150}\text{P}_{38}\text{K}_{66}$

Dávky živín boli stanovené na základe výsledkov agrochemického skúšania pôdy a nárokov pestovaných plodín.

Aplikácia fosforečných a draselných hnojív bola urobená na jeseň pri základnom spracovaní pôdy (fosfor vo forme superfosfátu 19,4 % P, draslík vo forme draselskej soli 50 % K). Dusík bol aplikovaný na jar, ako regeneračné, resp. produkčné hnojenie vo forme 27 %-ného dusičnanu amónneho.

Pestované plodiny:

ovos siaty (*Avena sativa* L., cv. Zlaták)

raž siata – ozimná (*Secala cereale* L., cv. Albedo)

kukurica siata (*Zea mays* L., cv. Pavla)

Získané výsledky úrod, obsahu kadmia, zinku a olova v pôde a v rastline ako aj ich čerpanie úrodou sú v príspevku udávané ako priemer zo 4 opakovaní.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Tab. 1 Základné štatistické hodnotenie agrochemických vlastností experimentálneho pozemku (obsahy v mg.kg^{-1} pôdy)

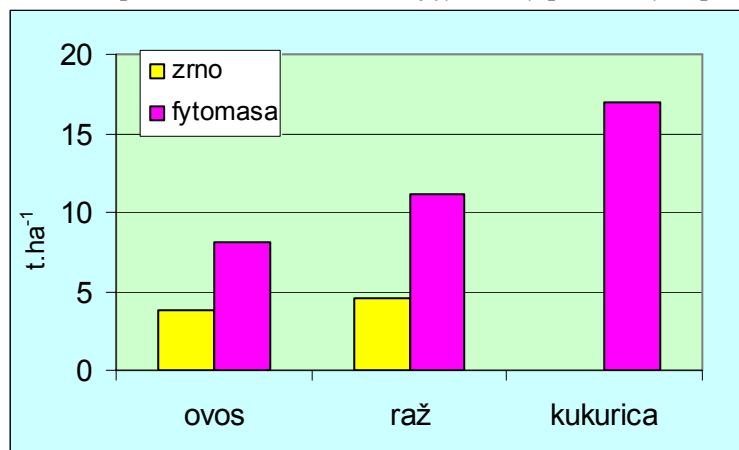
Ukazovateľ	min.	priemer	max.	s	v
pH (KCl)	5,8	6,6	6,9	0,39	5,98
Obsah N_{tot}	1 812	1 940	2 039	89,15	4,59
Obsah P	26	33	42	5,00	15,15
Obsah K	130	151	170	12,75	8,44
Obsah Mg	595	610	635	14,97	2,45
Obsah Cd	3,85	5,14	6,20	0,76	14,85
Obsah Zn	320	383	420	30,12	7,86
Obsah Pb	135	257	405	85,72	33,09

s = smerodajná odchýlka (%), v = variačný koeficient (%)

Agrochemické vlastnosti pôdy stanovené na experimentálnom pozemku pred založením pokusu a vyjadrené ako celkový priemer ukázali, že sa jedná o pôdu s neutrálnou pôdnou reakciou, s nízkym obsahom prístupného fosforu, so stredným obsahom prístupného draslíka a celkového dusíka a vysokým obsahom prístupného horčíka.

Na obr. 1 je uvedená úroda pestovaných plodín jednak v hlavnom produkte a tiež ako úroda celkovej nadzemnej fytohmoty, ktorá bola použitá pri výpočte celkového čerpania rizikových prvkov. Úroda nadzemnej sušiny fytohmoty narastala v rade: ovos – raž – silážna kukurica.

Obr. 1 Úroda hlavného produktu a úroda celkovej fytohmoty pestovaných plodín (t.ha^{-1})



Pri obsahu kadmia podľa Vestníka MZ SR a zbierky zákonov č. 117 (Anonym, 1996, 1987), ktoré určujú hygienické požiadavky na cudzorodé látky v požívatinách a krmovinách sa zistilo, že jeho obsah prekročoval povolený limit u všetkých troch pestovaných plodín a to tak v zrne ako aj v slame a v sušine silážnej kukurice.

Povolené limity obsahu kontaminantov v potravinách a krmovinách podľa vyhlášky (mg.kg^{-1} sušiny):

produkt	kadmium	zinok	olovo
zrno	0,1	50	0,7
slama	0,3	250	5,0
krmovina	0,3	250	5,0

(Vyhláška Federálneho ministerstva poľnohospodárstva a výživy o starostlivosti o zdravie zvierat, Zbierka zákonov č.117/1987, s. 33-58; Vestník MZ SR, čiastka 9-13, 1996)

Najvyšší obsah kadmia bol zaznamenaný v slame ovsu (priemerná hodnota $4,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny), nasledovala silážna kukurica s priemerným obsahom $2,72 \text{ mg}$ a najnižší obsah bol nameraný v zrne a slame ozimnej raže ($0,65$ resp. $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny) (tab. 2).

Potvrdila sa druhová špecifickosť v prijíme kadmia. Najmenšou mierou kumulovala kadmium raž.

Vzhľadom na obsah olova v pletivách pestovaných rastlín je zrejmé, že najvyšší obsah olova bol zaznamenaný v slame ovsu a raži ($2,1$ resp. $1,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny). Sušina silážnej kukurice obsahovala $0,82 \text{ mg}$ olova a vôbec najnižší obsah bol pozorovaný v sušine zrna raže ($0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$). Avšak ani v spomenutom prípade jeho najvyššieho obsahu v slame neprevýšila jeho koncentrácia povolený limit ako pre potraviny tak i pre krmoviny (Anonym, 1987, 1996). Uvedené súvisí so skutočnosťou, že olovo v pôde je pútané silnou sorpčnou schopnosťou ílových minerálov (Chrenková, 1983, Hanáčková, 1997).

Prejavili sa rozdiely v utilizácii olova medzi pestovanými plodinami. Napriek relatívne vysokému obsahu olova v pôde (presahujúcemu povolený limit o viac ako 8,5 krát) neprekročil jeho obsah v pletivách pestovaných rastlín povolené limity či už pre potraviny alebo krmoviny. Nízky obsah olova v pletivách sa prejavil nielen na hodnotách jeho kumulácie v rastlinách (od $0,01$ po $2,1 \text{ mg.kg}^{-1}$), ale aj na hodnotách jeho čerpania úrodou pestovaných plodín (ovos odčerpál priemerne $11,37 \text{ g.ha}^{-1}$, raž – $8,21 \text{ g.ha}^{-1}$ a silážna kukurica – $16,40 \text{ g Pb.ha}^{-1}$).

Tab. 2 Obsah sledovaných ťažkých kovov v pôde a v rastline (mg.kg^{-1})

prvok	pôda	ovos		raž		kukurica
		Zrno	slama	zrno	slama	
Cd	5,14	2,4	4,1	0,65	0,30	2,72
Zn	383	107	281	80	210	158
Pb	257	0,11	2,1	0,01	1,06	0,82

Nadlimitný obsah zinku v pletivách pestovaných rastlín bol zaznamenaný u zrna ovsu a raže a v slame ovsu. Slama raže (210 mg.kg^{-1} sušiny) a sušina silážnej kukurice (158 mg.kg^{-1} sušiny) napriek relatívne vysokému obsahu zinku nevykázala prekročenie povoleného limitu pre krmoviny. U ostatných sledovaných plodín bol pod povoleným hygienickým limitom. Z hľadiska kumulácie zinku do pletív plodín najvyšší podiel bol zistený v slame ovsu a najnižší v zrne raži. V celkovom čerpaní zinku úrodou z jednotky plochy bolo poradie: silážna kukurica – $2\,678 \text{ g}$, raž – $1\,977 \text{ g}$ a ovos – $1\,689 \text{ g.ha}^{-1}$.

Podľa kumulácie zinku v pestovaných rastlinách môžeme konštatovať, že najvyššia kumulácia bola v slame ovsu 281 mg.kg^{-1} , nasledovala slama raže (210 mg.kg^{-1}), silážna kukurica (158 mg.kg^{-1}), zrno ovsu (107) a zrno raže s najnižším obsahom zinku v sušine 80 mg.kg^{-1} (tab. 2).

Tab.3 Čerpanie ťažkých kovov úrodou pestovaných plodín (g.ha^{-1})

Prvok	Plodina		
	ovos	raž	kukurica
Cd	27,3	6,39	45,8
Zn	1 689	1 977	2 678
Pb	11,37	8,21	16,40

Dá sa usudzovať, že prístupnosť ťažkých kovov v pôdnom systéme je riadená procesmi adsorpcie, nakoľko tieto určujú, ktorá frakcia celkového obsahu ťažkých kovov je prítomná v pôdnom roztoku.

V čerpaní hodnotených ťažkých kovov (tab. 3) dosiahnutými úrodami plodín sa osobitne prejavili rozdiely medzi silážnou kukuricou na jednej strane a ovsom a ražou na strane druhej. Ak napr. silážna kukurica odčerpá úrodou vyše 16,4 g olova z jedného hektára tak ovos celkovou produkciou fytomasy odčerpá 11,37 g a raž 8,21g olova z hektára. Podobné platí i pre ďalšie hodnotené prvky, čo je však najväčšou mierou ovplyvnené celkovou produkciou nadzemnej fytomasy.

ZÁVER

Pri pestovaní ovsa siateho (*Avena sativa* L.), raže siatej – ozimnej (*Secale cereale* L.) a kukurice siatej, silážnej (*Zea mays* L.) na pôde silne kontaminovanej kadmium (priemerný obsah v 2M HNO₃ = 5,14 mg.kg⁻¹ pôdy), zinkom (383 mg.kg⁻¹ pôdy) a olovom (257 mg.kg⁻¹ pôdy) sa zistilo, že:

- u všetkých troch plodín bol zaznamenaný nadlimitný obsah kadmia v ich pletivách;
- z hygienického hľadiska sú všetky uvedené plodiny rizikové pri pestovaní na takto silne kontaminovanej pôde;
- z hľadiska kumulatívnej schopnosti pre kadmium možno pestované plodiny zoradiť do klesajúceho radu: ovos(slama) – silážna kukurica – ovos (zrno) – raž (slama) a raž (zrno);
- najvyššia kumulácia olova bola stanovená v slame ovsa a raže, najnižšia v zrne raže;
- z aspektu koncentrácie zinku do jednotlivých pletív a orgánov pestovaných plodín sa ukázalo, že jeho obsah prevýšil povolený limit v slame ovsa a v hospodársky cennom produkte ako ovsa tak aj raže;
- najnižší príjem a obsah z pomedzi hodnotených ťažkých kovov sme zaznamenali v prípade olova. Jeho obsah bol najnižší v zrne raži resp. v zrne ovsa.

LITERATÚRA

- Anonym: Vestník Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky, roč., XXVI, čiastka 1, 1994, s. 3-10.
- Anonym: Vyhláška Federálneho ministerstva poľnohospodárstva a výživy o starostlivosti o zdravie zvierat. Zbierka zákonov č. 117/1987, s. 33-58.
- Anonym: Vestník Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky. Ročník 44, 1996, s. 56-117.
- Baier, J., Baierová, V.: Živiny rastlín, hnojiv a pôd. Agrochemický zpravodaj. Agrochémia 30, 1985, 8, s.1-4.
- Hanáčková, E. a kol.: Vplyv alternatívnych systémov hospodárenia na akumuláciu olova, kadmia a ortuti v pôde a rastlinnej produkcii. (záverečná správa), VŠP Nitra, 1994, 37 s.
- Hanáčková, E.: Ovpľyňovanie akumulácie ťažkých kovov v jarnom jačmeni hnojením. Zborník referátov: Cudzorodé látky v životnom prostredí, Nitra, 1997, s.78-82.
- Hegedúšová, A.: Transfer kadmia do rôznych druhov zeleniny. In zborník: "Cudzorodé látky v životnom prostredí", Nitra, 1997, s. 82-85.
- Chrenková, E.: Vnášanie zvýšených množstiev ťažkých kovov do pôdy a ich príjem rastlinami. Agrochémia 23, 1983, 12, s.367-36.
- Ivanič, J. a kol.: Výživa a hnojenie rastlín. Príroda Bratislava, 1984, 488 s.
- Kočík, K.: Zhodnotenie vplyvu niektorých rizikových prvkov vo výžive rastlín. (kandidátska dizertačná práca), VŠP Nitra, 1994, 37 s.
- Miklovič, D.: Vplyv intenzity hnojenia na biopristupnosť ťažkých kovov rastlinami. Záverečná správa, VÚPÚ Bratislava, 1998 (in: Bielek, P. a kol.: Potenciály a bariéry transportu škodlivín z pôdy do potravinového reťazca. Synt. záv. správa, VÚPÚ, Bratislava, 1998, s. 137 - 151).
- Straňai, I.: Obsah olova, kadmia, chrómu a arzenu v tkanivách rýb rieky Nitra. Poľnohospodárstvo 44, 1998, č. 7, s. 552-563.

RESULTS OF CRITICAL LOADS ASSESSMENT OF ACIDITY AND HEAVY METALS FOR FOREST SOILS IN SLOVAKIA

Hodnotenie výsledkov kritických zátŕaží kyslosti a ťažkých kovov na lesných pôdach Slovenska

Jozef MINDÁŠ¹, Pavel PAVLENDÁ¹, Vladimír KUNCA¹, Jaroslav ŠKVARENINA²,
Dušan ZÁVODSKÝ³

¹Forest research Institute, T.G. Masaryka 22, SK-960 92 Zvolen, Slovakia, mindas@fris.sk

²Technical University, T.G. Masaryka 24, SK-960 53 Zvolen, Slovakia, jarosk@vsld.tuzvo.sk

³Comenius University, Mlynská dolina 1, SK-860 02 Bratislava, Slovakia

Abstract

The paper describes latest results of the critical loads (CL) assessment of acidity (sulphur and nitrogen) including dynamic modeling and CL of heavy metals for forest soils in Slovak Republic. Presented results showed that critical levels of acidity are still exceeded on large areas of forest soils. Deposition values calculated for the period 1950 – 2000 resulted to higher area with exceeding of CL for acidity (about 50 % of the total forest area) than for the period 1997 – 2000 (about 30 % of the total forest area). Calculated critical loads for Pb and Cd are rather variable and in some areas are exceeded. The preliminary results from VSD model calculations showed that this model could also be a useful tool for forest soils and forest ecosystems risk assessment. Verification and detailed analysis of input data for VSD model, sensitivity analysis of input parameters within the different site conditions and improvements of deposition scenarios should be carried out in next years.

Key words: forest ecosystems, critical load, critical level, nitrogen, sulphur, heavy metals, Slovakia

Abstrakt

Príspevok opisuje najnovšie výsledky hodnotenia kritických zátŕaží (KZ) lesných pôd v Slovenskej republike pre aciditu (sírú a dusík), vrátane dynamického modelovania, a pre ťažké kovy. Prezentované výsledky ukazujú, že kritická zátŕaž pre aciditu je stále prekračovaná na veľkej časti lesných pôd. Hodnoty depozície kalkulované pre obdobie rokov 1950 – 2000 indikujú väčší podiel pôd s prekračovaním KZ pre aciditu (približne 50 % z celkovej výmery lesov) než pre obdobie 1997 – 2000 (okolo 30 % z celkovej výmery lesov). Kritické hodnoty pre olovo a kadmium sú značne variabilné a na niektorých územiach sú prekračované. Predbežné výsledky VSD modelu naznačujú že aj tento dynamický model môže byť užitočným nástrojom pre hodnotenie ohrozenia lesných pôd a lesných ekosystémov. Pre spresnenie výsledkov a lepšiu využiteľnosť by sa mala v ďalších rokoch vykonať verifikácia a podrobná analýza vstupných dát modelu, analýza senzitivity vstupných parametrov v rôznych stanovištných podmienkach a upresnenie depozičných scénárov.

Kľúčové slová: lesné ekosystémy, kritické zaťaženie, dusík, síra, ťažké kovy, Slovensko

INTRODUCTION

Air pollution impact on ecosystems has been one of cardinal topics of research and environmental strategies since 80's of the last century, especially in Europe. The convention on Long-range Transboundary Air Pollution has been the first international binding instrument to deal with problems of air pollution on a broad international basis. Under the convention several programs have been

launched, e.g. ICP (International Co-operative Programme) Forests, ICP Integrated Monitoring, ICP Vegetation, ICP Modeling and Mapping of Critical Levels and Critical Loads.

An important part of the effects related work under the Convention has been the mapping of critical loads (CL) and levels. The use of existing data and the collection of additional information had to be evaluated and the use of the requested maps for the development of abatement strategies had to be fully described. Critical loads of acidity and sulphur for forest soils, surface, and ground waters for the Slovak republic were firstly estimated in the framework of a Norwegian/Slovak project “Mapping critical levels/loads for Slovakia”. The steady-state mass balance method and model PROFILE for soils and steady-state water chemistry method for waters were used. A grid distance of 10 km was applied. Results of the project are summarized in NIVA Acid Rain Report 43 (Závodský et al., 1996). It was documented that forest soil is the most sensitive ecosystem in Slovakia.

MATERIAL AND METHODS

Calculations of CL for acidity are based on calculations of maximum CL of sulphur ($CL_{\max}(S)$), maximum CL of nitrogen ($CL_{\max}(N)$), minimum CL of nitrogen ($CL_{\min}(N)$) and CL of nutrient nitrogen ($CL_{\text{nut}}(N)$) according to the equations as follow (Mind’áš et al. 1999, Posch et al., 1999):

$$CL_{\max}(S) = BC_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}} + BC_{\text{w}} - BC_{\text{u}} - ANC_{\text{le(crit)}} \quad (1)$$

$$CL_{\max}(N) = CL_{\min}(N) + CL_{\max}(S)/(1 - f_{\text{de}}) \quad (2)$$

$$CL_{\min}(N) = N_{\text{im}} + N_{\text{up}} \quad (3)$$

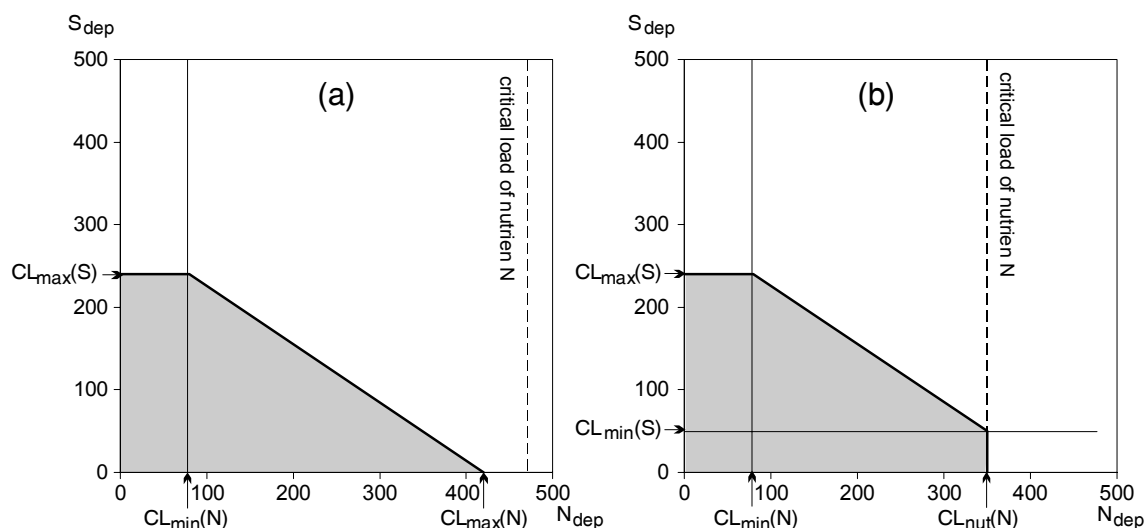
$$CL_{\text{nut}}(N) = CL_{\min}(N) + N_{\text{le(acc)}}/(1-f_{\text{de}}) \quad (4)$$

where

BC_{dep}	= base cation deposition (BC = Ca, Mg, K, Na)
Cl_{dep}	= chloride deposition
BC_{w}	= base cation weathering rate
BC_{u}	= base cation uptake in biomass
$ANC_{\text{le(crit)}}$	= critical leaching of alkalinity
f_{de}	= denitrification fraction
N_{im}	= immobilization of nitrogen
N_{up}	= nitrogen uptake in biomass
$N_{\text{le(acc)}}$	= acceptable leaching of nitrogen

Both sulphur and nitrogen deposition contribute to acidification, but one equivalent of S contributes, in general, more to excess acidity than one equivalent of N. Therefore, no unique acidity CL can be defined, but the combinations of N and S deposition not causing “harmful effects” lie on the so-called **critical load function** of the ecosystem defined by the CL values from eq. 1 – 4. An example of such a trapezoid-shaped function is documented in Fig. 1.

Fig. 1 Relationship between sulphur and nitrogen deposition and the critical loads of acidifying N and S and the critical load of nutrient N: (a) $CL_{nut}(N) > CL_{max}(N)$, (b) $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$. The grey area indicates deposition combinations causing no exceeding.



CL values were calculated for grid cells 250 x 250 m where digitized data of tree species composition, altitude, soil types, forest site types, precipitation and evapotranspiration represented the base levels using GIS methods.

The critical load of heavy metal is acceptable total load of anthropogenic heavy metal inputs (depositions, fertilizers, other anthropogenic sources). It corresponds to the sum of tolerable outputs from the system by harvest and leaching minus the natural inputs by weathering release. In the manual for terrestrial ecosystems (DeVries, Bakker 1998), the default method presented to calculate CL for heavy metals (HM) for soils includes all relevant metal fluxes in or out of the ecosystem, while assuming a steady state situation. This model has been simplified by neglecting the metal cycling within a terrestrial ecosystem according to Manual:

$$CL(M) = M_u - M_w - M_{le(crit)} \quad (5)$$

where:

$CL(M)$ = critical load of HM M ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$)

M_u = removal of HM by biomass harvesting or net uptake in forest ecosystems, resp., from the mineral topsoil ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$)

M_w = weathering release of HM in the mineral topsoil ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$)

$M_{le(crit)}$ = critical leaching of HM from the mineral topsoil ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$)

This approach, which was already used in Slovakia, implies that the CL equals the net uptake by forest growth or agricultural products plus an acceptable metal leaching rate. The calculations for Slovak forest soils have been carried out for cadmium (Cd) and lead (Pb) for the considered depth of 10 cm.

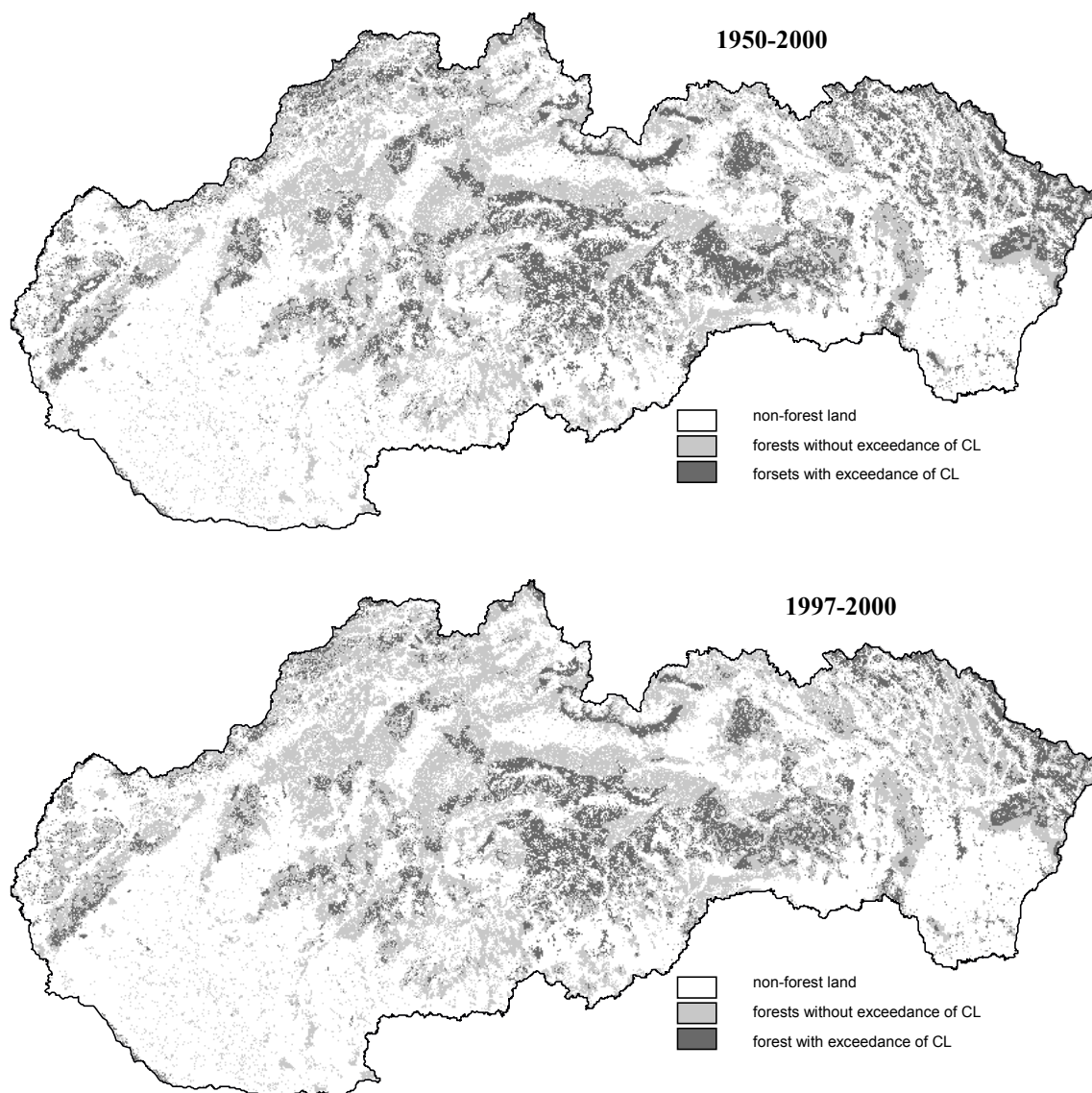
RESULTS AND DISCUSSION

1. Critical thresholds for acidity

CL for sulphur and nitrogen (acidifying and nutrient) were calculated for forest soils with very high resolution. It allowed taking into account a variety of soil-climatic conditions and a variety of forest ecosystems in Slovakia. CL mapping process in Slovakia is coordinated with close cooperation with Working Group for Effects (CLRTAP) and current CL database is under the progress for implementing new data from forest and air pollution monitoring systems in Slovakia.

Because of its location in the centre of Europe, the acid deposition in Slovakia was very high in last decades and culminated around the year 1985. Deposition values are important for a correct calculation of the CL exceeding due to different values for different time series. Fig. 2 documented the area distribution of forest ecosystems with and without CL exceeding for two different periods (1950 – 2000 and 1997 – 2000, respectively). Presented results showed the differences between the periods: average deposition values calculated for the period 1950 – 2000 resulted to the highest area with CL exceeding (about 50 % of the total forest area) than for the period 1997 – 2000 (about 30 % of the total forest area).

Fig. 2 *Results of the CL exceeding calculation for acidity based on different temporal deposition values in Slovak forest ecosystems (grid resolution 250 x 250 m)*



2. Critical thresholds for heavy metals

Calculations of effect based critical load and stand-still load of cadmium (Cd) and lead (Pb) showed rather variable results and in some areas are exceeded. The effect based critical load equals the atmospheric deposition that will not lead to concentrations of heavy metals above critical limits in defined compartment in a steady state situation while stand-still load equals the atmospheric

deposition that will not lead to any further accumulation of heavy metal in the soil. Calculated 5-percentile (usually used for assessment) of effect-based critical load of cadmium for both broadleaved and coniferous forests is much higher than 5-percentile of stand-still loads. The same holds for critical loads of lead. Distribution of calculated loads showed that higher percentiles of both methods are more similar.

In general, calculated critical loads of lead are higher than critical loads of cadmium and critical loads for coniferous forests are higher than those for broadleaved forests. Presented values are comparable with calculated critical loads in other central European countries (Hetteling et al. 2002).

Comparison with heavy metal deposition data indicated exceeding of critical load in some part of forest area in Slovakia. However, presented results of critical thresholds of selected heavy metals are preliminary and tentative. According to latest WGE report (Hetteling et al. 2002), review of input data, transfer functions used for modeling and cross-border variability are recommended at European scale.

3. Preliminary results for dynamic modeling

Dynamic modeling is a specific branch of modeling of air pollution effect on receptors (ecosystems) with special emphasis on time factor. In comparison with previous models where are two principal eventualities: critical load exceeded / not exceeded, dynamic modeling results are rather complicated for interpretation. Also need for input data sets is even harder to prepare for large areas.

Detailed calculations and analyses have been done for 5 monitoring plots. Tab. 1 presents the soil pH values calculated from VSD model for current time and measured pH soil data (10 – 20 cm). The largest difference were obtained for plot A7 (Arenosol soil type), and the best results were for plot S5 (Rendzic Leptosol).

Tab. 1 *Results from VSD model calculations for 5 forest monitoring plots in Slovakia (pH)*

Plot	Parent material	Soil type	pH	
			measured (depth 10 – 20 cm)	VSD model
A7	eolic sands	Arenosol	4.90	4.40
J7	andesitic pyroclastics	Eutric Cambisol	5.16	5.20
L2	flysch/sandstone	Dystric Cambisol	4.02	4.40
S5	limestone	Rendzic Leptosol	7.37	7.38
Y3	flysch	Dystric Cambisol	4.88	4.70

CONCLUSIONS

Results of calculation of CL for acidity (N, S) and selected heavy metals (Pb, Cd) showed that exceeding of the critical thresholds is still common phenomenon on large areas of forest ecosystems in Slovak republic. Results presented in maps and charts reflect the differences in the sensitivity of ecosystems and in the rate of exceeding. In general, results provide an important basis for the targeted abatement strategies development in national and European level.

The first preliminary results from Very Simple Dynamic (VSD) model calculations showed that this model could be a useful tool for next improvements in CL calculations. In the near future some activities should be carried out for more accurate and more practical results: verification and detailed analysis of input data for VSD model, sensitivity analysis of input parameters within the different site conditions and improvements of deposition scenarios.

REFERENCES

- DeVries, W., Bakker, D.J., 1998: Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Report 166, Wageningen, The Netherlands, 144 p.
- Hettelingh, J., P., Slootweg, J., Posch, M. (Eds.), 2002: Preliminary Modelling and Mapping of Critical Loads for Cadmium and Lead in Europe. RIVM Report, Bilthoven, 128 p.
- Mind'áš, J., Pavlenda, P., Škvarenina, J., Kremler, M., Pukančíková, K., Závodský, D., 1999: Critical Loads of Acidity for Slovak Forest Ecosystems. *Meteorologický časopis – Meteorological Journal*, 2, 1, 1999: 15-24.
- Mind'áš, J., Pavlenda, P., Kremler, M., Škvarenina, J., 2001: Critical levels evaluation of selected heavy metals for forest soil in Slovakia. In: Ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals, 11.-13. october 2000 Bratislava: Soil Science and Conservation research Institute, s. 68-72.
- Posch, M., DeSmet, P.A.M., Hettelingh, J.P., Downing, R.J., 1999: Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1999. Coordination Center for Effects, RIVM Report No. 259101009. RIVM, The Netherlands, 1999, 165 p.
- Posch, M., Hettelingh, J.P., Slootweg, J. (Eds.). Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. RIVM, Report 259101012/2003, Bilthoven, NL.
- UBA, 1996: Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE CLRTAP. Federal Environmental Agency (UBA). Texte 71/96, Berlin.
- Závodský, D., Babiaková, G., Mitošinková, M., Pukančíková, K., Rončák, P., Bodiš, D., Rapant, S., Mind'áš, J., Škvarenina, J., Cambel, B., Rehák, Š., Wathne, B.M., Henriksen, A., Sverdrup, H., Toseth, K., Semb, A., Aamlid, D., 1995: Mapping critical levels / loads for the Slovak republic. Acid Rain Research, NIVA, 37/1995, 74 p.

NATURAL SOILS AND DEGRADED SOILS – A CONTRAST?

Prírodné pôdy a degradované pôdy – je to kontrast?

Othmar NESTROY

*Institute of Applied Geosciences, University of Technology, Rechbauerstraße 12,
A-8010 Graz, e-mail: nestroy@egam.tu-graz.ac.at*

Abstract

Regarding to the topic „Soil degradation and its development in a new social-economical conditions“ I want examine a type of soil degradation and soil erosion by water and human impact, demonstrated on one landscape cross section through the hilly Wein-viertel in Lower Austria. The assessment on the future development of the agrarian situation in Slovakia and its impact on the agricultural soils form the conclusion of this lecture.

Key words: natural soils, degradation

Abstrakt

Vzhľadom na problém „Degradácia pôdy jej vývoj v nových socio-ekonomických podmienkach“ by som chcel rozvinúť tematiku degradácia pôdy a vodná erózia v dôsledku vplyvu človeka a demonštrovať ich na priečnom reze krajinou pahorkatinného charakteru Wein-viertel v Dolnom Rakúsku. Hodnotenie budúceho vývoja agrárnej situácie na Slovensku a jeho dopad na poľnohospodárske pôdy bude tvoriť záver tohto príspevku.

Kľúčové slová: prírodné pôdy, degradácia

You are invited to set your foot on the slippery parquet, and the question around natural or degraded soils will be decided: to evaluate quasi-natural and/or human induced processes.

W.E.H. Blum said during the 50-annual jubilee of the Austrian Soil Science Society in May of this year that after the Pleistocene and the Holocene since about 200 years we are living now in the Anthropocene. That is the document that since this last period we have a very intensive modification of the thin skin of our planet.

Everybody of you knows the soil as a natural body has flowing borders. This is not new, but new is the increasing of intensity of the human influence: e.g. the development from the grave stick to the five share plough.

Now, what is a degraded soil?

The name *gradus* comes from Latin and means step, rank, degree; the Latin word *degredio, gressum* sum means descend in the order or class, or deterioration, e.g. of a soil.

I refer this last definition: one deterioration of a soil; this can be in physical sense, e.g. by pressure of machines or plough pan, or a chemical deterioration, e.g. due a high content of heavy metals, or biological deterioration due pesticides or herbicides, and, last but not least, due the loss of soil material by wind or by water, a human influence. This signifies all kinds of erosions, and is one of the most dangers: threats of our soil fertility.

Only I shall handle in this contribution the soil loss by wind and/or by water under the human influence.

You are invited for a short excursion in the Wein-viertel, situated in Lower Austria, in the part in the North of the Danube. You see on Fig. 1 a landscape cross section form a typical catena in this region: the summit, shoulder, back-slope, and foot-slope. The exactly position of the borders can be discussed, but we see on the top soils with a middle solum, on the slope soils with a very shallow solum, and on the foot-slope soils with a very deep solum, included a very high fertility. The mean

material is loess with a high content of calcium carbonate. Under this loess cover we find a fine tertiary material, normally calcic silt, loamy silt, and sands – there are open lying on the back-slope position. In the foot-slope we see an accumulation of organic matter, in quantitative and qualitatively sense.

Now, this is the beginning of battle of puritans against pragmatics.

I am beginning with the addition of borders as the next step, connected with a short description of the intensity of erosion and accumulation: light erosion on the top, strong erosion on the back-slope, and a deep accumulation on the foot-slope, caused partly by water, partly by men. The fertility is on the foot-slope very high, on the plateau high on the summit medium, and on the back-slope low, as aspect.

The next step is the classification after the Austrian Soil Classification 2000. We see in the order Terrestrial Soils the classes Developed Soils, and Kolluvien and Anthrosols (not to confound also Anthrosols in the sense of WRB), and the types Carbonathaltiger Tschernosem, Carbonathaltiger Rumpftschernosem, Carbonathaltiger Kulturrohoden, and Carbonathaltiger Kolluvisol. That's fine.

But, we don't see the processes, we see only the results, and we must describe the actual situation. If not, the following generations of soil surveyor will be out of work, and we can not compare the situation from 2004, and perhaps, with the situation 2010.

The answer of the question in the title of this lecture is as follows: It doesn't exist a big difference between degraded soils and (Austrian) Anthrosols due to the overlapping of natural processes with human induced processes (one indicator is the statement of the degree of the "natural" soil on the Fig. 1), but the men can accelerate or retard these processes. We have a lot of treatments, e.g. contour tillage, permanent crop cover, crop rotation, green strips in the vineyards, etc.

In accordance with the title of this topic (Soil degradation and its development in a new social-economical conditions) a postscript: A daring view into the future.

In general:

1. The pressure on the agriculture shall rise.
2. The reputation of the agriculture shall decrease. After Fischer Weltalmanach in present in Slovakia work 6.1 % of the employed in the agriculture, and contribute 4 % to the gross domestic product; this will be change in the future.
3. The collision between the non-agricultural society and the agricultural society shall be stronger, e.g. more constructions of roads, settlements, plants, etc. With one word: More soil-sealing on the best soils, on the best positions.

Particularly in analogy to the Austrian situation I think that in Slovakia will be a concentration process in the agriculture. That is to say: intensification of the production and the means for it, decreasing of the number of farmers and workers, changing from full-time farming to part-time farming, and more machinery, more and heavy tractors with more pressure on the soil and this will be dangerous: soil compaction, plough pan, lower infiltration rate, more erosion and more inundations, deterioration of the soil structure, restriction of the crop rotation.

But with a plus of knowledge and effort we can compensate these negative influences and still in Austria we have an increasing of the soil fertility and an increasing of the yields – but the curve is flat and the expenditure is high.

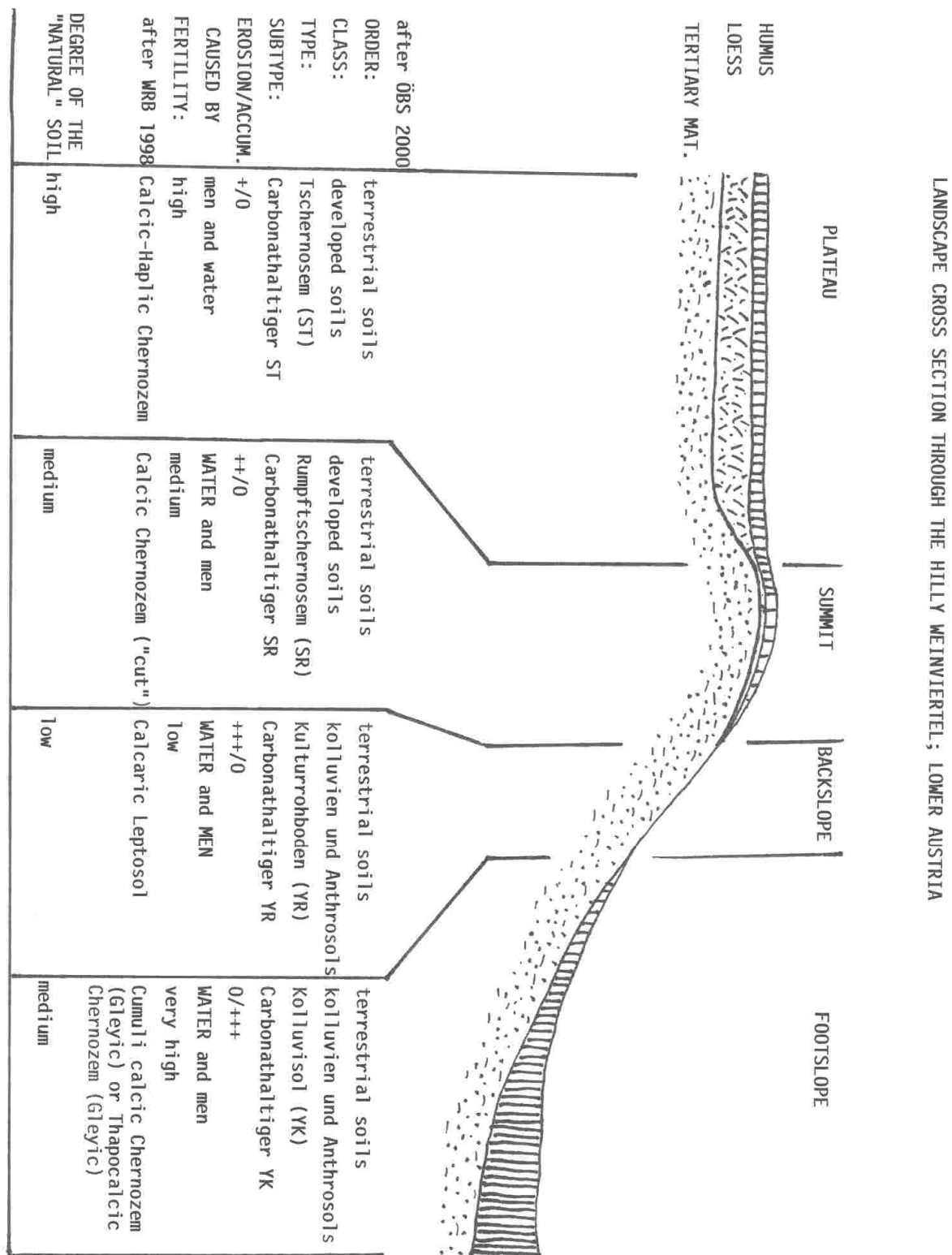
We see we have a lot to do in the next future.

Very importantly: We need more lobbying for the agriculture, and more lobbying for an applied soil science!

REFERENCES

1. Bailly, F., K. Mueller, R. Nieder, H.-G. Schön (Hrsg.) (1998): Bezugsgrundlage der Boden-Ressourcen der Erde (WRB). TU Braunschweig, FH Osnabrück.
2. Baratta, von M. (Ed.) (2003): Der Fischer Weltalmanach. Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt am Main.
3. Nestroy, O. et al. (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 60, Wien.

Fig. 1 Landscape cross section through the hilly Wein-viertel, Lower Austria



POZITIVNÍ A NEGATIVNÍ DOPADY ODVODŇOVACÍCH A REKULTIVAČNÍCH ÚPRAV

Positive and negative impacts of and drainage recultivation measures

Pavel NOVÁK

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav,
Česká republika, e-mail: pnovak@vumop.cz*

Abstrakt

Polemický příspěvek, hodnotící rozsah odvodňovacích prací v sedmdesátých a osmdesátých letech, jejich přínosy a dopady do krajiny a životního prostředí. Je konstatováno, že z celkové plochy provedeného odvodnění 1 084 tisíc ha bylo 240 tisíc ha provedeno zbytečně; jsou hodnoceny pozitivní účinky odvodnění s cílem zvýšení produkčního potenciálu půd. Zvýšená pozornost je věnována druhotným negativním účinkům odvodnění: urychlení odtoku, snížení infiltrace vody do geologického podloží a úniku hnojiv do povrchových vod, likvidaci travních porostů se zvýšením podílu orné půdy vedoucí k rychlení a zvýšení eroze a především k mineralizaci organické hmoty. Je zdůrazněno, že v průběhu ustavení nového rovnovážného vodního režimu se z 1 ha běžně odvodněné plochy uvolnilo do hydrosféry až 2,2 t nitrátů a 78 t CO₂ se uvolnilo do atmosféry. Jsou dokumentovány zásadní chyby a nedostatky průzkumů, projektů a melioračních staveb.

Klíčová slova: odvodnění, drenáž, pozitivní výsledky odvodnění, negativní dopady, urychlení odtoku, eroze, únik živin, mineralizace organické hmoty.

Abstract

Polemical contribution assessing the extent of land drainage works in seventies and eighties of last century and their positive and negative effects on the landscape and the environment. More than 249 000 hectares from the whole area of the performed drained land in the Czech Republic (1 084 000 hectares) was probably built unnecessary because the extent of the originally waterlogged soils ascertained by soil survey was only 843 000 hectares. The positive results of land reclamation are evaluated, because the main aim of all amelioration efforts was the increasing of productional ability of land. More attention is given to secondary negative influences of drainage and reclamation: increasing and accelerating of water outlet, decreasing of water infiltration into the geological bedrock, outflow of the fertilizers into the surface water, conversion of grasslands into arable land that was accompanied of increase of water erosion, mineralization of organic matter. During the time in which the new soil water regime after amelioration was gained, more than 2.2 tons of nitrates was released into hydrosphere and about 78 tons of carbon-oxide was released into atmosphere from the area of 1 hectare of drained land. The errors and insufficiencies of the hydro-pedological surveys and the projects and the drainage constructions are mentioned.

Key words: land drainage, aims of amelioration, negative effects, water outlet acceleration, increase of erosion, fertilizers outflow and organic matter mineralization.

V České republice je podle současné evidence k 1. 1. 2002 1 084 400 ha odvodněných a následně rekultivovaných ploch, tj. 25,3 % veškeré zemědělské půdy. Od roku 1990 se tento stav nezměnil, protože s výjimkou zcela drobných akcí byly všechny projekty po roce 1990 zastaveny. Podle výsledků Komplexního průzkumu půd (1960 – 1972) bylo však v České republice zamokřeno celkem pouze 843 781 ha, t.j. 19 % zemědělských půd z celkové tehdejší plochy 4 451 300 ha; z toho trvalé

zamokření bylo zjištěno na 235 286 ha (5,3 %) a dočasné zamokření na 608 495 ha (13,7 %) plochy zemědělské půdy.

Už z těchto údajů a z rozdílu mezi plochou průzkumem zjištěných zamokřených zemědělských půd a provedeným odvodněním (240 619 ha) vyplývá až nesmyslně veliký rozsah odvodňovacích prací před rokem 1990. Přitom údaj o odvodněné ploše nezahrnuje v sobě rozsah možných rekonstrukcí: je to skutečná plocha, na které byly odvodňovací stavby provedeny.

Jestliže v osmdesátých letech minulého století (kolem roku 1985) činily celkové náklady na 1 ha odvodnění (průzkum, projekt, stavba, příp. rekultivace) kolem 60 – 70 000 Kč v tehdejších cenách, znamená to, že bylo v podstatě zbytečně vynaloženo přes 16 miliard korun převážně ze státních prostředků. Je zajímavé dodat, že v té době stála stavba 1 km dálnice kolem 12 milionů Kč. To je základní negativní efekt tehdejší odvodňovací aktivity, která samozřejmě souvisela s politickou situací a politickým tlakem.

Odvodnění nelze hodnotit jen z úzce ohraničených pohledů na zvýšení zemědělské produkce. Právě to se však v tomto období dělo. Je nutno uvážit, že odvodnění je výrazným zásahem do přirozené přírodní i dlouhodobým zkulturněním vytvořené rovnováhy. Odvodnění má řadu přímých, ale i nepřímých vedlejších účinků, jak (z hlediska člověka) pozitivních, tak i negativních. Vedlejší účinky se mohou projevit i vlivem na vodní režim rozsáhlejšího území, které nemuselo být přímo dotčeno stavbou. Většinou nebylo hodnoceno, jak kladně či záporně ovlivňuje odvodňovací zásah množství využitelných vodních zásob v krajině a v jaké míře ovlivňuje odvodnění kvalitu povrchových a podpovrchových vod.

I z hlediska současných názorů mezi pozitivní účinky odvodnění (zejména drenážními soustavami) nesporně patří:

- Úprava vodního, vzdušného a tepelného režimu půdy.
- Uvolnění retenčního prostoru pórů původně zaplněných vodou pro vzduch, takže při vysokých srážkách mohou se tyto póry zaplnit a zpomalit tak odtoková maxima: snížit tak (současně s obvykle zvýšenou infiltrací) riziko eroze půdy a vznik povodňových situací.
- Intenzivnější výměna plynů (provzdušnění) a proto rychlejší záhřevnost půdy a prodloužení vegetační doby.
- Prohloubení biologicky aktivního půdního profilu a všeobecně zesílení biologické činnosti.
- Zpravidla zlepšení půdní struktury a tím lepší zpracovatelnost půdy při kultivaci.
- Za správného managementu zvýšení využitelnosti rostlinných živin.
- Zpřístupnění původně zamokřených a obtížně využitelných ploch pro těžší zemědělskou mechanizaci.
- Rekultivace dotyčného území, ať už rekultivace předcházející vlastní odvodňovací stavbě nebo následná po stavbě. Rekultivace umožnila lepší využití území, v řadě případů odstranění náletů dřevin, kamenných snosů a podobně.
- Zpravidla úprava půdní reakce melioračním vyvápňením.
- V důsledku všech těchto vzájemně spjatých předchozích bodů dochází k zamýšlenému cíli, tj. ke zvýšení zemědělské produkce.

Toto zvýšení a zkvalitnění zemědělské produkce v důsledku odvodnění bylo prokázáno už dlouholetými pokusy konanými v období 1924 – 1937 na území celé tehdejší Československé republiky. U většiny zemědělských plodin došlo tehdy po odvodnění ke zvýšení výnosů o 10 – 30 % při zvýšení kvality.

Obdobné zvýšení bylo prokázáno i našimi pokusy z let 1990 – 1994. Ačkoliv úroveň výnosů byla oproti období 1. republiky téměř dvojnásobná, došlo k jejich přibližně stejnému procentickému zvýšení proti kontrolním plochám neodvodněným.

Je možno tedy souhrnně říci, že z hlediska produkční schopnosti půdy má odvodnění spolu s rekultivací vliv jednoznačně pozitivní. Tento přístup, daný politicko-ekonomickými hledisky, také převažoval v období největšího rozmachu odvodňovacích prací 1970 – 1990.

Jiný pohled se získá, jestliže se odhlédne od jednostranné funkce odvodnění na zvýšení produkční schopnosti půdy. Vedlejší negativní účinky odvodnění byly i v době největšího rozmachu stavební činnosti alespoň rámcově známy, byly však vědomě i neúmyslně potlačovány. Základní vedlejší

dlouhodobě působící negativní účinky odvodnění vyplývají z dalších, mimoprodukčních funkcí půdy a logicky nejvíce dotčenou složkou přírodního prostředí byla hydrosféra a krajina jako celek:

- Do odvodnění půdy sice infiltruje více srážkové vody (snížení eroze), ale méně se jí v půdě trvale zadržuje. Drenáží je podchyceno a odvedeno v průměru 25 – 30 % srážkového úhrnu. Snižuje se retenční funkce půdy.
- Drenáž sama o sobě sice zpomaluje povrchový odtok při vydatných srážkách uvolněním systému pórů, ale systém odpadů, ať už potrubními odpady nebo otevřenými příkopy, odtok vody naopak velice urychluje. Tak je porušena transportní a transformační funkce půdy.
- Urychlení odtoku je zpravidla – zejména v případě nevhodného managementu – spojeno se silným odtokem nerozpuštěných i rozpuštěných látek (částic půdy, hnojiv, herbicidů, pesticidů) do povrchových vod. Je porušena filtrační a transformační funkce půdy, dochází ke znečištění hydrosféry.
- Odvodnění zpravidla snižuje infiltraci do geologického podloží a to se často dělo i v oblastech vodohospodářských zájmů.
- Odvodnění a jemu předcházející nebo následná rekultivace umožnily vznik velkých honů s odlišnými půdními poměry a se všemi doprovodnými negativními důsledky. V naší reliefově relativně členité krajině pahorkatinné a podhorské oblasti (kam byla soustředěna většina odvodňovacích aktivit) bylo takto zlikvidováno rozčlenění krajiny, vzniklé přirozeným vývojem: zmizely travní porosty v \square ersey \square ch svahů, drahách odtoku vody a v mělkých depresích; byly zlikvidovány drobné remízky, cesty, poslední meze, soliterní stromy a jejich skupiny. Na velkých plochách orné půdy se vytvořily podmínky pro rozsáhlou vodní i větrnou erozi.
- Aby bylo umožněno zpřístupnění pro těžkou mechanizaci, byly stavby projektovány s nadměrnou bezpečností, tj. nadměrnou intenzitou odvodnění pro vyšší únosnost terénu. Došlo k přesušování a dalšímu ohrožení hydrosféry.
- Méně známým důsledkem rozsáhlého odvodnění byly dopady na vlastnosti a charakteristiky půdy a následně opět do hydrosféry.

Půda a její vlastnosti se velmi výrazně mění až do ustavení nové rovnováhy:

- zpravidla roste pórovitost a mění se zastoupení jednotlivých skupin pórů (roste podíl nekapilárních pórů);
- snižuje se redukovaná objemová hmotnost půdy;
- mění se poměr Fe^{2+} : Fe^{3+} z původního 10 – 15 : 1 u hydromorfních půd na poměr Fe^{2+} : $\text{Fe}^{3+} = 1 : 1 - 3$, což jsou hodnoty pro oglejené subtypy půd;
- dochází k mírným změnám morfologických znaků hydromorfizmu;
- vzhledem k obvyklému melioračnímu vápnění při rekultivaci dochází ke změně půdní reakce: pH roste v průměru o 1,0 – 1,6. To je však typické jen pro humusový (orniční) horizont. Níže v profilu zůstává reakce téměř nezměněna, dochází k velkému skoku reakce a „šoku“ pro kořeny plodin při přechodu do nižších horizontů;
- dochází, vzhledem ke zvýšené aeraci profilu, k výrazné mineralizaci původně vyššího obsahu půdní organické hmoty. Uvolněný dusík odchází ve formě \square ersey – NO_3^- do hydrosféry, uvolněný uhlík ve formě CO_2 do atmosféry. O jak velké množství se jedná, je možno celkem jednoduše ilustrovat na příkladu:
 - ❖ Původní množství organické hmoty v běžných pseudoglejích je kolem $180 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ při složení: 50 % C, 3,5 % N, 46,5 % H a poměru C/N = 15.
 - ❖ Po odvodnění a mineralizaci klesá množství organické hmoty na $130 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (je možno pro celý profil zjistit z % obsahu a objemové hmotnosti) při složení cca: 45 % C, 4,5 % N, 50,5 % H a poměru C/N = 10.
 - ❖ Původně tedy bylo ve 180 t humusu 6,3 t $\cdot \text{ha}^{-1}$ N, 90 t C $\cdot \text{ha}^{-1}$.
 - ❖ Po odvodnění ve 130 t humusu klesají obsahy prvků na 5,8 t N $\cdot \text{ha}^{-1}$ a 58,5 t C $\cdot \text{ha}^{-1}$.
 - ❖ Úbytek mineralizací činí tedy cca 0,5 t čistého N a přibližně 30 t uhlíku z jednoho hektaru odvodněné plochy.

- ❖ Z molekulových vah vyplývá, že do hydrosféry uniklo (v průběhu ustavení nové rovnováhy) mineralizací 2,2 t.ha⁻¹ iontu –NO₃ a do atmosféry uniklo kolem 78 t CO₂ z každého hektaru odvodněné půdy.

Po odvodnění se nová rovnováha ustavuje v průběhu 8 – 10 roků. Maximální úniky jsou ve druhém až čtvrtém roce po provedené úpravě vodního režimu. V mineralizaci organických látek je tedy třeba vidět hlavní příčinu tehdejší kontaminace drenážních vod nitráty. V současné době tento jev prakticky neexistuje.

Zcela specifickým velmi negativním důsledkem odvodnění a rekultivací ploch s náletem dřevin (tzv. „náhradní rekultivace“ za zabíranou zemědělskou půdu) bylo „pohřbívání“ těchto dřevin, stromů a kamenných snosů v horských oblastech do tzv. „melioračních hrobů“. Ačkoliv tyto meliorační hroby měly být samostatně odvodňovány sporadickou drenáží, velmi často se to nedělo, protože projekt stavby s nimi nepočítal. I v současné době meliorační hroby fungují jako kolektory vody s vývěry pod nimi. Navíc z melioračních hrobů odtéká voda nejen výrazně obohacená nitráty z rozkladu celulózy, ale rozkladem se vytvářejí i fenoly, které se tak dostávají do povrchových vod. Tento jev trvá do současné doby.

Všeobecným problémem byla nízká úroveň stavebních prací. Rekonstrukce starých drenážních systémů se prováděly naslepo, protože nebyly k dispozici starší projekty. Docházelo k přerušení starých hlavních drénů bez nezbytného napojení. Velmi často docházelo ke změnám v projektech přímo při stavbě. K těmto provedeným změnám není projektová dokumentace – chybí tzv. kolaudační paré stavby. Velmi omezená nebo spíše žádná údržba vybudovaných staveb je již jinou kapitolou.

Překotná výstavba způsobovala řadu dalších chyb a následných problémů. Příčinou mohl někdy být i nedokonalý hydropedologický průzkum, jeho zanedbání při projektu a stavbě nebo podcenění přírodních podmínek nebo i zcela pochybné vyhodnocení. Příkladem může být stavba Košetice (střílení hlavních drénů ve skále), stavba Volary I., II., III. (drény uloženy v hloubce cca 1 m pod vodonosnou vrstvou, která je v hloubce 0,3 – 0,6 m), stavba Strážný – Hlinišť I., II. (zásahy a naříznutí napjatých zvodní, které byly průzkumem označeny, jiné provedení než podle průzkumu a projektu), stavba Pasečná I., II., III. (vypočítaná ekonomická návratnost stavby 80 roků při pěstování pšenice v nadmořské výšce 800 – 900 m). Všechny tyto jevy byly příčinou nedůvěry široké veřejnosti v účelnost odvodňovacích akcí.

Negativní jevy odvodnění jsou již naštěstí spjaty s uzavřeným historickým obdobím. Neutěšený stav našich odvodňovacích staveb bude však pravděpodobně muset být v budoucnu alespoň částečně řešen. Jde o to, aby z chyb minulosti si vzala ponaučení i meliorační praxe současnosti a budoucnosti.

LITERATURA

- Brady N.C., Weil R. R., 2002: The Nature and Properties of Soils. Prentice Hall, New Jersey, 958 pp, ISBN: 0-13-016763-0
- Hydropedologické průzkumy a projekty odvodňovacích akcí Strážný – Hliniště I., II., Volary I., II., III., Pasečná I., II., III., Běšiny – Rajské, Dobečov I. VÚRV Ruzně 1982, 56 pp, 4 mapové přílohy.
- Kalenda M., 1972: Výsledky Komplexního průzkumu půd ČSSR. Ústav pro zemědělský průzkum půd Praha, 562 pp.
- Kyzlíková J., Soukup M., 2002: Vliv zemědělského odvodnění na fyzikální vlastnosti půd. Rešerše, VÚMOP Praha, 34 pp.
- Lal R., 2002: Encyclopedia of Soil Science. Ohio State University, Columbus, Ohio, 1458 pp., ISBN: 0-8243-0634-x
- Novák P., 1982: Složitost půdního pokryvu odvodňovaných lokalit vrchovinných oblastí. Meliorace 1, s. 13-20.
- Novák P., Němeček J., 1985: Hodnocení příčin a diagnostika hydromorfizmu půd. Metodika 85 B k ON 736921. MZVŽ ČSR a Hydroprojekt Praha.
- Novák P., 1994: Půda a voda po provedeném odvodnění. Sborník semináře „Problematika vodního hospodářství v zemědělství a lesnictví.“. MZe ČR – VÚMOP Praha, s. 125-129.
- Novák P., Habovštiak J., Šefrna L., 1994: Důsledky zamokření a metody hydropedologického vyšetřování. Závěrečná zpráva VÚZZP Praha, 48 pp.

ANALÝZA RELIÉFU AKO PODKLAD PRE PÔDNY PRIESKUM ZAMERANÝ NA MAPOVANIE ZMIEN ŠTRUKTÚRY PÔDNEHO KRYTU SPÔSOBENÝCH ERÓZNO- AKUMULAČNÝMI PROCESMI

Relief Analysis as a Background for Soil Survey Oriented to Mapping of Soil Cover Structure Changes Caused by Erosion-accumulation Processes

Martina NOVÁKOVÁ, Rastislav SKALSKÝ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 10 Bratislava

e-mail: novakova@vupu.sk, skalsky@vupu.sk

Abstrakt

Príspevok predkladá návrh spôsobu prípravy podkladových materiálov pre proces efektívneho terénneho mapovania erózie pôdy a jej prejavu v charaktere a vlastnostiach pôdneho krytu. Základom pre spracovanie problémovej mapy územia (podklad pre terénny výskum, znázorňujúci časti územia, na ktorom je potrebný podrobný a detailnejší prieskum) je analýza reliéfu, ktorej výsledkom je vektorová mapa elementárnych geomorfologických foriem naplnených morfometrickými parametrami (nadmorská výška, sklon, normálová a horizontálna krivosť). Tieto sú získané prostredníctvom digitálneho modelu reliéfu (DMR) modelového územia a jej účelovej interpretácie, zameraná na hodnotenie foriem reliéfu z hľadiska ich predispozície k eróznym a akumulárnym procesom. Do procesu prípravy výslednej problémovej mapy vstupujú zároveň pedologické podklady z digitálnych georeferencovaných údajových báz Informačného systému Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy. Sú to odvodené, účelovo interpretované, pôdne areály a ich charakteristiky, ktoré hodnotia a reprezentujú "náchylnosť" pôdy na erózne a akumulárne procesy ako aj podklady získané interpretáciou ortofotomáp, ktoré umožňujú presné a aktuálne vyhraničenie záujmovej, t.j. poľnohospodársky využívanej, časti modelového územia. Problémová mapa bola vypracovaná pre modelové územie lokalizované v západnej časti katastrálneho územia Gemerská Hôrka (okres Rožňava). Ako problémová, teda dopĺňajúci pedologický prieskum vyžadujúca, časť územia bola identifikovaná J a JH časť, ktorá sa vyznačuje relatívne výraznou priestorovou diferenciáciou odvodených morfometrických parametrov reliéfu (vyjadrujúcich eróznym a akumulárnym potenciál reliéfu), avšak pedologické podklady túto možnú zmenu pôdnych parametrov neodrážajú. Príspevok poukazuje na nový spôsob hodnotenia pôdneho krytu v systéme reliéf – pôda – substrát – využitie zeme už v prípravnej etape terénneho prieskumu..

Kľúčové slová: eróznym a akumulárnym procesy, morfometrické parametre reliéfu, geografický informačný systém, informačný systém o pôde, problémová mapa, Slovenský Kras, Rimavská kotlina

Abstract

In submitted article the approach of preparing effective baseline for specific oriented soil survey (mapping of the soil cover properties change influenced by soil erosion/accumulation processes) it is presented. The analogue interpretation of relief, resulting in creation of vector map of elementary geomorphological forms (EGF) was used as a base for creation of "problem map" (map on which some problem areas are depicted in order to identify the spots where further, more detailed survey is needed). The morphometric parameters of relief (elevation, slope, plane and profile curvature) calculated using digital terrain model were related to individual EGF and EGF were consecutively

evaluated according to its predisposition to erosion-accumulation processes. Furthermore, the information about soil cover and actual land use were used as an input to process of problem map creation. In order to obtain approximated parameters of soil cover (soil taxonomic unit, substrate and textural classes) representing the susceptibility of soil cover to anthropogenic induced soil erosion Soil information system of Soil Science and Conservation Research Institute (ISP VUPOP) was utilised. The interesting area (agricultural soils) delineation was based on actual land use obtained by analogue interpretation of orthophotomaps. Problem map was processed for pilot area localised in west part of Gemerska Horka village cadastre (south-east part of Slovakia on the contact of Slovensky Kras Mts. and Rimavska kotlina basin). As problem area, where further soil survey is needed south and south-west part of pilot area was identified. In this area significant differentiation of approximated relief parameters was identified, but the existing soil map doesn't reflect this differentiation. Besides others some innovative approach to soil cover evaluation (complex evaluation of soils in system relief - soil - substrate - land use) in preparation stage of soil survey is presented.

Key words: erosion-accumulation processes, morphometric parameters of relief, geographical information system, soil information system, Slovenský Kras Mts., Rimavská kotlina basin

ÚVOD

Krajina ako zložitý časovo-priestorový, látkovo-energetický a informačný systém podlieha vývoju a zmenám v priestore a čase. Charakter a intenzita týchto zmien je daná tak prírodným vývojom, ako aj „umelými zásahmi“ prostredníctvom človeka. Poľnohospodársky využívaná krajina je jedným z príkladov najsilnejšej interakcie, vstupu a pôsobenia človeka v subsystéme prírodného prostredia. Poznanie charakteru krajiny na úrovni chápania pomerov, vzťahov a väzieb medzi prvkami je predpokladom jej správneho a efektívneho „manažmentu“.

Erózne-akumulačné procesy, do značnej miery podmienené človekom a jeho činnosťou, sa prejavujú v charaktere pôdneho krytu a jeho vlastnostiach (ako vo vertikálnom, tak aj v horizontálnom smere). Reálne a detailné „zachytenie“ erózne-akumulačnými procesmi podmienenej diferenciácie charakteru pôdneho krytu je podmienené kvalitným a detailným terénnym prieskumom, ktorý vyžaduje precíznu a rovnako kvalitnú prípravu podkladových materiálov.

Príspevok predkladá návrh metodického postupu prípravy **problémovej mapy** modelového územia, znázorňujúcu (na základe analýzy podkladových materiálov) tú časť územia, ktorá vyžaduje podrobný a detailný prieskum územia s očakávanými zmenami sledovaných pôdnych parametrov (obsahovými aj rozsahovými) v porovnaní s existujúcimi podkladmi. Použitý metodický postup vychádza zo systémového prístupu k štúdiu pôdy, resp. pedosféry, t.j. pôda sa neštuduje samostatne, ale v subsystéme pozostávajúcom z prvkov krajinej sféry s najsilnejšími vzájomnými väzbami s pôdou, v tomto prípade v **subsystéme reliéf – pôda – substrát** – využitie zeme.

Základom pre prípravu problémovej mapy je analógová a digitálna analýza reliéfu. Analógová analýza umožňuje vyčlenenie elementárnych geomorfologických foriem (morfometricky, morfo-geneticky, morfodynamicky a vekovo relatívne homogénny geomorfologických areálov) (Minár, 1993, 1998). Digitálna analýza reliéfu prostredníctvom DMR umožňuje výpočet morfometrických parametrov (základné diferenciálnymi rovnicami odvodené parametre - sklon, orientácia, normálová a horizontálna krivosť), na základe ktorých je možné vyčleniť geometrické typy reliéfu (Krcho, 1989, 1990). Korigácia geometrických foriem reliéfu kategorizovanými sklonmi a jej následná interpretácia pre všetky elementárne geomorfologické formy reliéfu umožňuje stanoviť ich erózne-akumulačný potenciál. Relatívne známy vzťah a vzájomná podmienenosť medzi reliéfom a pedosférou je logickým predpokladom pre vzájomné hodnotenie erózne-akumulačného potenciálu reliéfu a pôdy a následne interpretáciu problémových (pôdna mapa neodráža potenciálny prejav erózne-akumulačných procesov) a nep problémových (charakter reliéfu alebo pôdy nepodmieňuje erózne-akumulačné procesy, prípadne je zanedbateľný, t.j. pôdnu mapu je možné považovať dostatočne kvalitnú) častí modelového územia. Takto pripravená problémová mapa je vhodným podkladovým materiálom pre terénny prieskum (pre stanovenie časového harmonogramu, pre jeho realizáciu, atď.).

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika modelového územia

Modelové územie (obr. 1) sa nachádza v západnej časti katastrálneho územia Gemerská Hôrka (okres Rožňava), na styku dvoch geomorfologických jednotiek – Slovenského krasu (planina Koniar) a Juhoslovenskej kotliny (Rimavská kotlina). Nadmorská výška územia sa pohybuje v rozmedzí 214 až 480 m n.m a jeho rozloha je približne 9,3 km². Samotné územie (lokálny názov – Skalické polje) predstavuje nevýraznú, okrajovo-krasovú depresiu – polje, s vlastným hydrologickým režimom, ktorý zabezpečuje kanál vyúsťujúci do slepej doliny a činný ponor v jej uzávere.

Poloha územia v kontaktnej zóne morfologicky a geologicky rozdielnych jednotiek ako aj výraznej diferenciácie spôsobu využitia zeme (časť je intenzívne využívaná ako orná pôda a TTP, časť je zalesnená) je predpokladom diferenciácie pôdného krytu.

Obr. 1 *Geografická poloha záujmového územia(vľavo) a na pozadí ortofotomapy interpretované aktuálne využitie zeme (ortofotomapa © Eurosense, Bratislava)*



Použité podklady

Príprava a tvorba problémovej mapy ako podkladu pre efektívny terénny pôdny prieskum vyžadovala využitie množstva podkladových materiálov ako aj v geografii a pedológii známych metód výskumu a spracovania údajov.

Podkladovú údajovú základňu tvorili georeferencované podklady:

- | | |
|---------------------------|---|
| Topografické údaje | Topografické mapy ZM 1:10 000 (listy Gemerská Hôrka 37-32-16 a Gemerská Hôrka 34-32-21) potrebné pre analýzu reliéfu (spracovanie v analógovej a digitálnej forme) |
| Obrazové záznamy | Ortofotomapy vykazujúce stav k 06. 2002 v mierke 1:5 000 (mapy Jelšava 1 – 6, Jelšava 1 – 7, Jelšava 1 – 8, Jelšava 2 – 6, Jelšava 2 – 7, a Jelšava 2 – 8) potrebné pre interpretáciu aktuálneho stavu využívania zeme a stanovenie aktuálnych hraníc poľnohospodársky využívanej časti modelového územia |
| Údaje o pôde | Digitálne mapy získané z ISP budovaného na VÚPOP-e (mapy pôdného typu, pôdného druhu a pôdného substrátu) použité pre prípravu podkladových pôdných údajov potrebných v procese evaluácie pôdného krytu a jeho erózo-akumulačného potenciálu |

Metóda spracovania

Metodický postup aplikovaný v príspevku, prezentovaný zjednodušenou schémou (obr. 2), pozostáva z viacerých čiastkových krokov (následných aj paralelných), v ktorých boli využité:

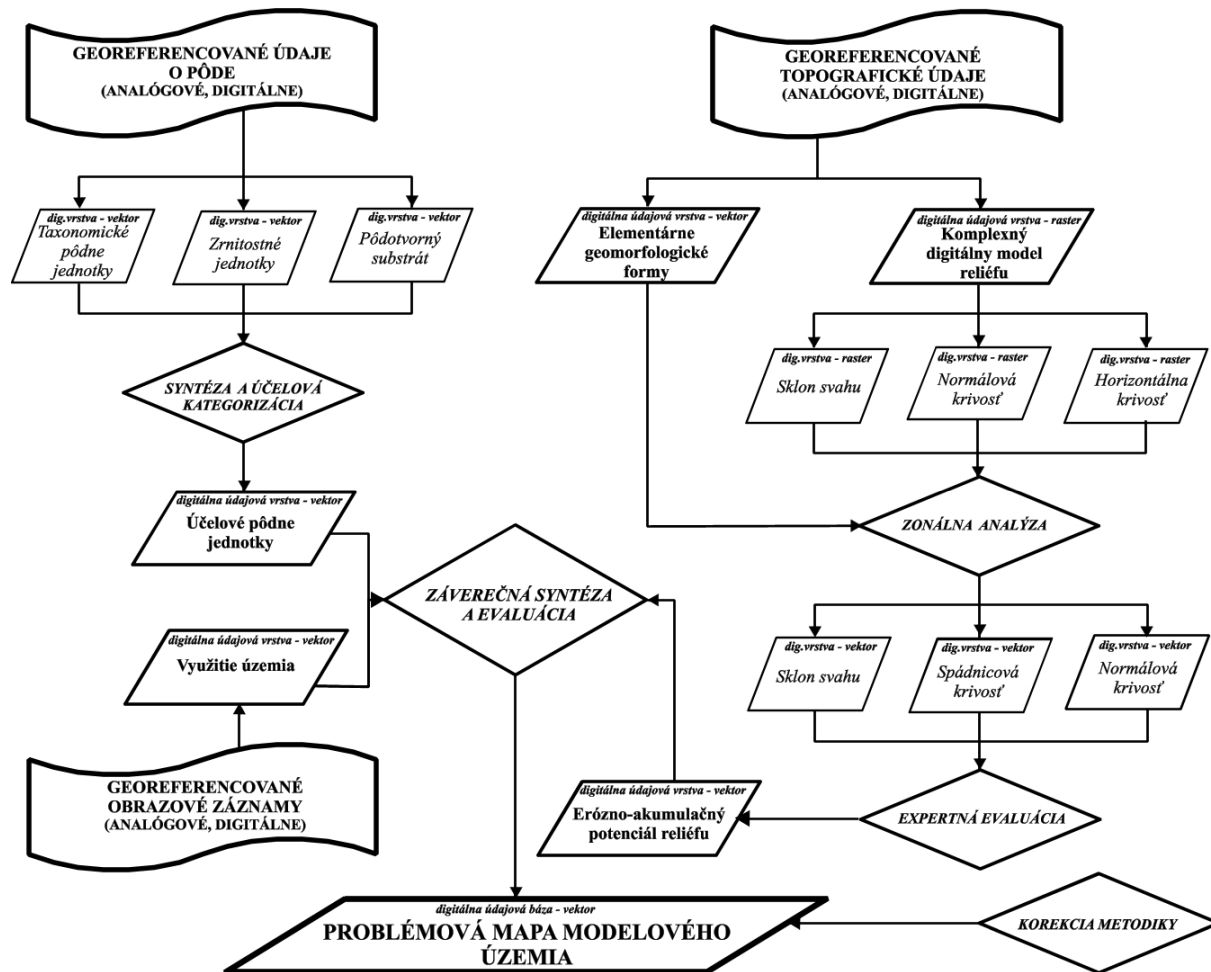
Logické metódy	<ul style="list-style-type: none">– analógová interpretácia topografickej mapy, ktorej výsledkom je mapa elementárnych geomorfologických foriem vo vektorovej forme– metóda naloženia máp, ktorá sa využila vo viacerých čiastkových procesoch (napr. naloženie máp analytických morfometrických parametrov s výsledkom určenia geometrického tvaru formy, naloženie máp analytických pôdných parametrov s výsledkom rozčlenenia územia na účelové areály s určitou mierou náchylnosti na erózo-akumulačné procesy, atď.)– účelová kategorizácia a klasifikácia <i>elementárnych geomorfologických foriem</i> charakterizovaných tvarom a intervalom sklonu z hľadiska ich predispozície k eróznym a akumulárnym procesom na základe vytvorenej hodnotiacej matice a <i>pôdných areálov</i> z hľadiska vzťahu pôdneho krytu k erózo-akumulárnym procesom– korekcia výsledkov prostredníctvom korekčnej matice
Numerické metódy	Priestorová analýza prostredníctvom nástroja DEMAT v prostredí ArcGIS xxx umožnila výpočet analytických morfometrických parametrov (sklon, normálová a horizontálna krivosť) a spracovanie ich hodnôt vo forme digitálneho modelu reliéfu (DMT) v rastrovej forme
Štatistické metódy	Zonálna štatistika umožnila vypočítať (zo vstupných rastrov) a následne priradiť priemerné hodnoty morfometrických parametrov reliéfu areálom elementárnych geomorfologických jednotiek
Metódy GIS	Súbor postupov, ktoré je v praxi možné realizovať aj analógovo, avšak s oveľa vyšším časovým rozsahom a omnoho náročnejšie na ľudský potenciál. Zahnuté sú v nich takmer všetky logické, numerické, štatistické aj interpretačné metódy, t.j. „zastrešujú“ ich realizáciu. V riešení načrtnutého problému tvorby problémovej mapy umožnili ako základné úkony spracovania údajov zamerané na ich prípravu a vstup do prostredia GIS (georeferencovanie, digitalizácia, tvorba, prispôbenie databázy a príprava údajových vrstiev, atď.), tak aj následné operácie (priestorová analýza údajov a tvorba DMR, zonálna štatistika, interpretácia ortofotomáp s cieľom tvorby mapy využitia zeme, príprava tlače atď.)

VÝSLEDKY A DISKUSIA

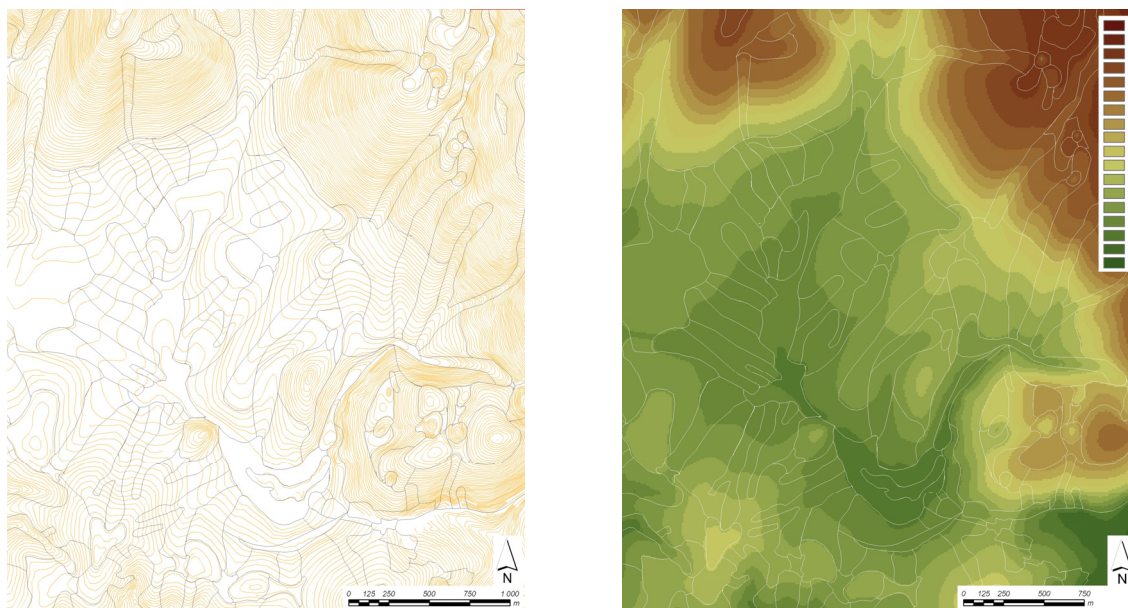
Spracovanie bloku informácií o reliéfe

Analógovou interpretáciou topografických máp modelového územia sa získala mapa elementárnych geomorfologických areálov (obr. 3), ktoré sú zároveň aj základnými priestorovými jednotkami, ku ktorým sú vzťahované všetky priebežne získavané, ako aj výsledné informácie. **Elementárne geomorfologické formy** predstavujú morfometricky, morfogeneticky, morfodynamicky a vekovo relatívne homogénne plochy. Ohraničené sú líniami nespojitosti, na hraniciach ktorých dochádza k výraznej zmene hodnoty nadmorskej výšky, resp. konštantnej hodnoty zmien odvodených morfometrických parametrov (sklon, orientácia, normálová a horizontálna krivosť), ktoré zároveň odrážajú aj zmeny charakteru ostatných parametrov reliéfu (genézy, veku a dynamiky). Na modelovom území bolo vyčlenených a vo vektorovej forme interpretovaných prevedených 184 foriem.

Obr. 2 Zjednodušená schéma architektúry systému tvorby problémovej mapy z podkladových údajov



Obr. 3 Analógovo interpretované elementárne geomorfologické formy (vľavo) a spojité pole nadmorských výšok (vpravo) v rámci záujmového územia



Základom digitálnej (numerickej) analýzy reliéfu a tvorby DMR je definovanie poľa nadmorskej výšky (obr. 3) ako funkcie polohy,

$$z = f(x, y),$$

kde z je hodnota nadmorskej výšky, x a y sú kartografické súradnice bodu v súradnicovej sústave (0,X,Y). Prostredníctvom diferenciálnych rovníc funkcie polohy (parciálnymi deriváciami prvého a druhého rádu: $z_x, z_y, z_{xx}, z_{yy}, z_{xy}$) boli z hľadiska svojej významnosti v riešenom probléme odvodené a v ďalších procesoch použité len nasledovné **morfometrické parametre**:

Sklon Sklon reliéfu v smere spádovej krivky, ktorý určuje diferenciáciu gravitačnej sily pôsobiacej na svahu.

$$\gamma_N = \arctg \sqrt{z_x^2 + z_y^2}$$

Normálová krivosť Normálová krivosť v smere spádnicových kriviek, určuje mieru urýchľovania, resp. spomaľovania gravitačne podmienených procesov (podľa zmeny veľkosti zložky gravitačnej sily, t.j. úbytku a naopak prírastku gravitačnej sily).

$$\omega = - \frac{z_{xx}z_x^2 + 2z_{xy}z_xz_y + z_{yy}z_y^2}{(z_x^2 + z_y^2) \cdot \sqrt{(1 + z_x^2 + z_y^2)^3}}$$

Horizontálna krivosť Horizontálna krivosť vrstevníc, ktorá určuje mieru sústred'ovania, resp. rozptyľovania gravitačne podmienených procesov (podľa zmeny smeru pôsobenia zložky gravitačnej sily, t.j. sústred'ovania a rozptyľovania).

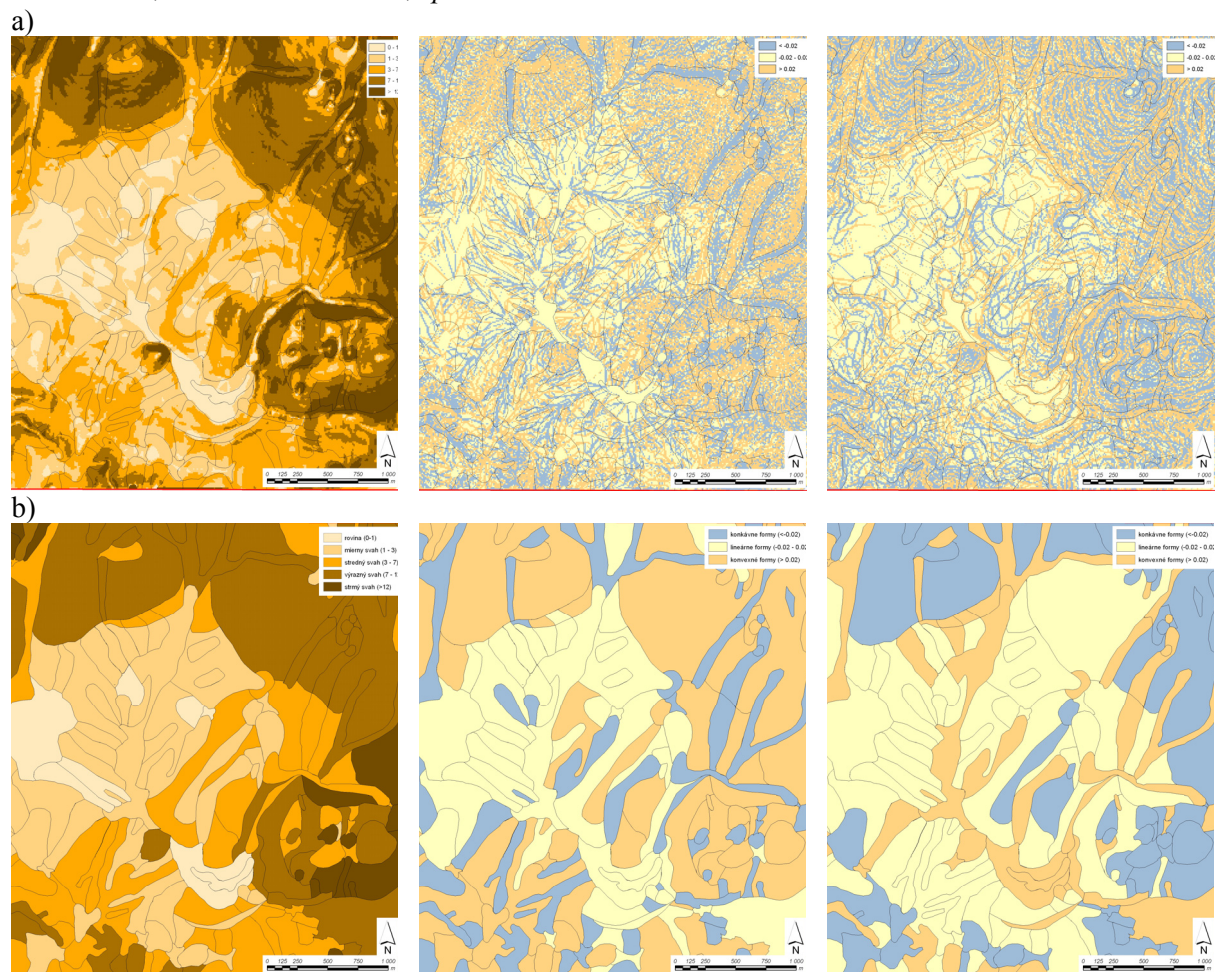
$$K_r = - \frac{z_{xx}z_y^2 - 2z_{xy}z_xz_y + z_{yy}z_x^2}{\sqrt{(z_x^2 + z_y^2)^3}}$$

Uvedené morfometrické parametre (obr. 4) boli získané prostredníctvom nástroja DEMAT (Brehrens 2000) v prostredí ArcView 3.2 a interpretované v rastrovom formáte v prostredí ArcGIS 8.3. Prostredníctvom zonálnej štatistiky bolo možné vypočítať (zo vstupných rastrov) a následne priradiť priemerné hodnoty morfometrických parametrov reliéfu vektorovým areálom elementárnych geomorfologických jednotiek (obr. 4).

Na základe analýzy charakteru priebehu poľa nadmorských výšok reliéfu modelového územia bola pre typizáciu a kategorizáciu elementárnych geomorfologických foriem zvolená intervalová škála:

- pre sklon γ_N : R (rovina) 0 – 1°, M (mierny svah) 1 – 3°, S (stredný svah) 3 – 7°, V (výrazný svah) 7 – 12°, Z (strmý svah až zráz) > 12°,
- pre normálovú krivosť ω : KV (konkávna) – $K_r < -0,02$, L (lineárna) – $K_r < -0,02 - 0,02 >$, KX (konvexná) – $K_r > 0,02$
- pre horizontálnu krivosť K_r : KV (konkávna) – $\omega < -0,02$, L (lineárna) $\omega < -0,02 - 0,02 >$, KX (konvexná) $\omega > 0,02$

Obr. 4 Morfometrické parametre reliéfu vypočítané pre záujmové územie z hodnôt nadmorskej výšky (a) a výsledok ich priradenia k areálom elementárnych geomorfologických foriem (b). Zľava: sklon, vrstevnicová krivosť, spádnicová krivosť



Následne, na základe hodnotiacej matice (tab. 1) boli na modelovom území elementárne geomorfologické formy klasifikované z hľadiska ich eróžno-akumulačného potenciálu, t.j. miery geomorfologickej podmienenosti eróžno-akumulačných procesov (obr. 5) v dvoch úrovniach:

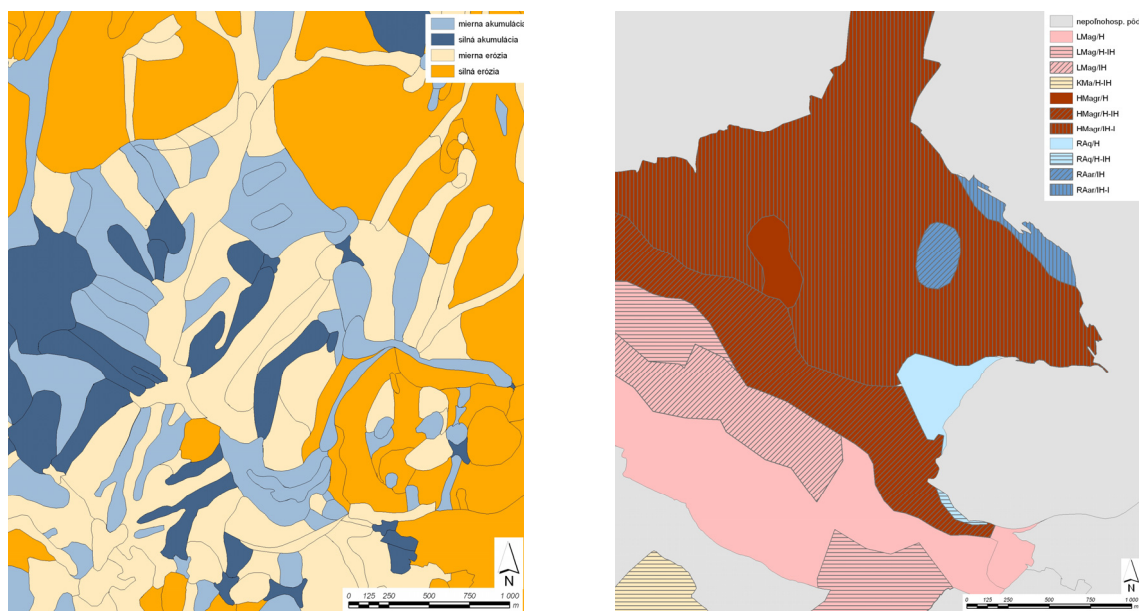
- akumulácia: A₁ (slabá až mierna akumulácia) a A₂ (silná akumulácia)
- erózia: E₁ (slabá až mierna erózia) a E₂ (silná akumulácia).

Tab. 1 Expertná hodnotiacia matica pre klasifikáciu elementárnych geomorfologických foriem z hľadiska ich náchylnosti na eróžno-akumulačné procesy

Forma/sklon	R	M	S	V	Z
KV/KX	A1	E1	E1	E2	E2
KV/L	A2	A2	A2	A1	A1
KV/KV	A2	A2	A2	A1	A1
L/KX	A1	E1	E1	E2	E2
L/L	A2	A1	E1	E2	E2
L/KX	A2	A2	A1	A1	A1
KX/KX	A1	E1	E1	E2	E2
KX/L	A1	E1	E1	E2	E2
KX/KV	A2	A2	A1	E1	E2

Proces akumulácie sa viaže predovšetkým na ploché, relatívne zarovnané časti dna polja a málo sklonené svahy Rimavskej kotliny, ktoré sú reprezentované úvalinami a eróznno-denudačnými svahmi medzi nimi. So stúpajúcim sklonom rastie tendencia eróznnych, odnosových procesov a v modelovom území sa viažu predovšetkým zlomovo-denudačné svahy a staršie, denudované zvyšky zarovnaného povrchu (stredohorská a podstredohorská roveň) planiny Koniar.

Obr. 5 Výsledky a priestorová reprezentácia účelovej interpretácie vlastností reliéfu (vľavo) a pôdneho krytu (vpravo).



Spracovanie bloku informácií o pôdnom kryte

Účelové pôdne jednotky (Obr. 5) boli spracované pre potreby výslednej syntézy a hodnotenia územia. Do hodnotenia vstupovali údaje o taxonomickej pôdnej jednotke (na úrovni pôdneho subtypu) a údaje o pôdotvornom substráte ako aproximácia kvalitatívnych charakteristík polypedónov a údaje o zrnitosti pôdy, ktoré je možné hodnotiť priamo vo vzťahu k náchylnosti pôdy na eróziu.

1	LMag/H	2	LMag/H-IH	3	LMag/IH	4	KMa/H-IH	5	HMagr/H	6	HMagr/H-IH
7	HMagr/IH-I	8	RAq/H	9	RAq/H-IH	10	RAar/H	11	RAar/H-I		

Vyčlenené pôdne jednotky predstavujú kombináciu taxonomickej jednotky (s uvažovaným substrátom) a zrnitostnej jednotky (číslo reprezentuje identifikátor skupiny použitý v syntetickej matici), ktoré reprezentujú náchylnosť pôdy na eróznno-akumulačné procesy.

Spracovanie bloku informácií o využití zeme

Pre vyhraničenie záujmovej, poľnohospodársky využívanej časti modelového územia bola potrebná interpretácia ortofotomáp vykazujúcich stav k júnu 2002 (obr. 1).

Poľnohospodársky využívaná (ako orná pôda) časť modelového územia leží v časti tvorenej Rimavskou kotlinou (dno a svahy Skalického polja v Z, J a JZ časti). Severne a severozápadne orientované svahy planiny Koniar sú zalesnené. Ploché a južne orientované svahy, ako aj krasové elevácie v nižšie položených časti, tvoria zarastajúce trvalo trávne porasty.

Tvorba problémovej mapy

Naložením máp geomorfologickej a pôdnej podmienenosti eróznno-akumulačných procesov (máp eróznno-akumulačného potenciálu reliéfu a pôd) a mapy využitia zeme a ich účelovým hodnotením prostredníctvom syntetickej matice (tab. 2) vznikla výsledná mapa vyhraničenia problémovej oblasti

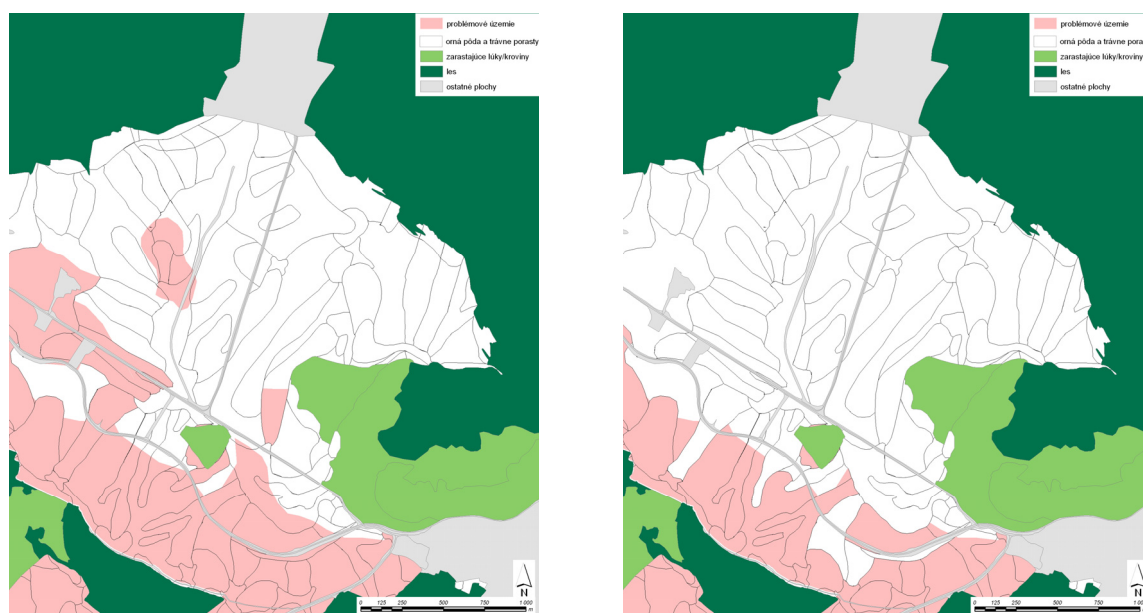
záujmového územia, ktorá predstavuje časť modelového územia, v rámci ktorého reliéfom a pôdnymi vlastnosťami podmienený erózne-akumulačný potenciál nekoreluje s obsahovou náplňou existujúcich pôdných podkladov modelového územia (obr. 6).

Tab. 2 Syntetická matica použitá pre hodnotenie územia z hľadiska jeho problémovosti (P – problémová, N – neproblémová oblasť)

reliéf/pôda	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
A1	P	P	N	P	P	N	N	N	N	N	N
A2	P	P	P	P	P	P	P	N	N	N	N
E1	P	P	N	P	P	N	N	N	N	N	N
E2	P	P	P	P	P	P	P	N	N	N	N

Výsledná problémová mapa bola následne upravená tak aby z identifikovaného problémového územia boli eliminované nízko položené (do 275 m n.m.) a zároveň relatívne ploché, prípadne málo sklonité oblasti (intervaly sklonitosti R a M) z dôvodu jej zanedbateľného vplyvu na mieru prejavu erózne-akumulačných procesov (obr. 6). Potreba korekcie vyplynula z nedostatku hodnotiacej metodiky, ktorá pri hodnotení erózne-akumulačného potenciálu reliéfu nebrala do úvahy vzájomné topologické vzťahy medzi jednotlivými elementárnymi geomorfologickými formami.

Obr. 6 Problémová mapa záujmového územia pred (vľavo) a po korekcii (vpravo)



ZÁVER

Vytvorenie problémovej mapy modelového územia vychádza z predpokladu vzájomného vzťahu medzi reliéfom a pedosférou. Erózne-akumulačný potenciál reliéfu je stanovený prostredníctvom DMR – geometrických vlastností elementárnych geomorfologických foriem, ktoré spôsobujú sústredzovanie, rozptyľovanie, spomaľovanie, urýchľovanie, t.j. intenzitu a charakter erózne-akumulačných procesov, zatiaľ čo erózne-akumulačný potenciál pôd je podmienený charakterom pôdneho krytu (zrnnosť, resp. pôdny druh) a stanovuje mieru „pohyblivosti“ pôdy v rámci pôsobenia erózne-akumulačných procesov.

Výsledná problémová mapa modelového územia (západná časť katastrálneho územia Gemerskej Hôrky) poukazuje na časť územia, v rámci ktorej je potrebný doplňujúci pôdny prieskum, ktorý by potvrdil, či vyvrátil vplyv diferenciácie „topo“ geomorfologických podmienok na charakter pôdneho krytu (vplyvom gravitačne podmienených erózne-akumulačných procesov).

Použitý metodický postup využíva nový spôsob hodnotenia pôdneho krytu v systéme reliéf – pôda – substrát – využitie zeme už v prípravnej etape terénneho prieskumu a prináša tak pohľad na možnosť automatizovanej prípravy analytických podkladových materiálov, ktoré by po úprave a eliminácii nedostatkov v budúcnosti mohli tvoriť súčasť každého, účelovo zameraného, terénneho prieskumu.

LITERATÚRA

- Behrens, T., 2000: DEMAT – DEM Analysis Tool. <http://arcscripsts.esri.com/details.asp?dbid=10222>
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska – bazálna referenčná taxonómia. Societas Pedologica Slovaca, VUPOP, Bratislava, 76 s.
- Krcho, J., 1989: Matematické vlastnosti georeliéfu z hľadiska geometrických foriem a jeho modelovanie aproximujúcimi funkciami dvoch premenných. Geografický časopis SAV, 41, 1/1989, Bratislava, s. 23-47.
- Krcho, J., 1990: Morfometrická analýza a digitálne modely reliéfu. Veda, Bratislava 1990, 427 s.
- Minár, J., 1993: The principles of the elementary geomorphological regionalization. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Geographica 33, Bratislava, s. 187-198.
- Minár, J., 1998: Definícia a význam elementárnych foriem georeliéfu. In: Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Prešovensis, Folia Geographica 2, Prešov: Prešovská Univerzita, s. 315-320.
- Němeček J., Damaška, J., Hraško J., Bedrna Z., Zuska V., Tomášek M., Kalenda M., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR – souborná metodika, díl 1., Min. zem. a výž., Praha.

ANTROPOGENNÍ VLIVY V PODHŮŘÍ ŽDÁNICKÉHO LESA

Anthropogenic Influences in the Sub-mountains of Ždanice Forest

Jiří OBRŠLÍK

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha,
oddělení pozemkových úprav Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, Česká republika,
e-mail: obrslik@vumopbrno.cz*

Abstrakt

Na základě pedologického výzkumu v letech 1962 – 2003 jsme zjistili následovní výsledky: v podhůří Ždánického lesa byl celkovým měřením zaznamenán úbytek černozemí ze 64 % na 39 %. Na základě tohoto měření je jenom 10,2 % typických černozemí a 28,8 % erodovaných černozemí. Dále byl zaznamenán rapidní úbytek typických hnědozemí ze 21,6 % na jenom 0,6 % a glejových fluvisolů ze 14,4 % na 9,2 %. V roce 2003 byli registrovány tři nové půdní typy: koluvizemě 8 %, antropozemě 8,9 % a pararendziny (Calcaric Regosol) 34,3 %. Na základě porovnání leteckých snímků z roku 1971 se současným stavem možno uvést zvýšený podíl erozivního poškození půdního povrchu ze 52,5 % na 72,4 % v současnosti. Prognóze vývoje: bude docházet k dalšímu snižování plochy černozemí se zvyšujícím podílem erodovaných černozemí, dále se bude zvyšovat procentuální podíl sprašových regozemí a antropozemí. Největší vzestup můžeme čekat od pararendzin. Pro většinu půdních typů se očekává snižování kvality a kvantity humusových látek.

Klíčová slova: zrychlená antropická eroze, antropozem, koluvizem, půdní znaky, změna půdního pokryvu krajiny,

Abstract

On the background of the pedological survey in the years 1962 and 2003 following results were found: in sub-mountains of Ždanice forest decreased appearance of Chernozem from 64 % to 39 % was registered. From that measure there is only 10.2 % of Haplic Chernozem and 28.8 % of eroded Chernozem. Further there rapidly decreased appearance of Orthic Luvisol from 21.6 % to just 0.6 %, and Gleyic Fluvisols from 14.4 % to 9.2 %. Three new soils types were registered in the year 2003: Colluvisols 8 %, Anthropozems 8,9 % and Pararendzinas (Calcaric Regosol) 34.3 %. By comparison of aerial photos from the year 1971 with present state there resulting increase of erosive damage of soil surface from 52.5 % to 72.4 % in the present. Development prognosis: there will further, decreased extent of Haplic Chernozem, will increased the area of eroded Chernozem further, will increase the percentage of loess Regosol and Anthropozems. The greatest increase we can wait at the Pararendzinas. At the majority of the soil types there will reduce the quality and quantity of organic matter.

Key words: accelerated anthropic erosion, Anthropozem, Colluvisol, soil characteristics, soil surface change of the landscape

ÚVOD

Vliv člověka na půdní pokryv země se neustále zvyšuje a to především od epochy industrializace. V dosavadním vývoji lidstva zaznamenáváme nejvyšší stupeň dynamiky antropických vlivů od druhé poloviny minulého století.

Cílem předkládaného příspěvku je zhodnotit poznatky o dynamice změn pedologického pokryvu zkoumané oblasti, které nastaly v historicky krátkém čase a to pouhých čtyřiceti let. Tyto změny je možné exaktně zkoumat a vyhodnotit na základě porovnání všech dostupných informací, které máme k dispozici na základě prvního průzkumu půdního pokryvu získaného při Komplexním průzkumu půd

provedeném v roce 1962 a jejich porovnáním se současným stavem na základě výsledků z let 2002 – 2003.

Aktivita člověka v podhůří Ždánického lesa a v Kyjovské pahorkatině ovlivňuje již cca 9 tisíc let zásadním způsobem půdní pokryv této převážně výrazně členité krajiny. Negativní důsledky v poslední době přináší vysoké zornění erozně náchylných zemědělských půd a dále nedostatečné protierozní zajištění této agrární krajiny. Rozsah a intenzita antropogenních změn půdy závisí na následujících faktorech:

- intenzita a způsob zemědělského hospodaření,
- množství, intenzita a rozložení srážek,
- výskyt výrazně erozně náchylných půdotvorných substrátů a to jak spraší (které v území v minulosti převažovaly), tak zrnitostně lehkých a středně těžkých karpatských flyšů,
- svažitosť terénu a délka svahů.

Působením těchto faktorů dochází v historicky krátké epoše k výrazným změnám pedologického pokryvu zemědělsky využívaných ploch zkoumané oblasti. Následkem neadekvátní intenzity využívání zemědělské půdy dochází působením vodní a větrné eroze nejprve k úbytku svrchních půdních profilů, což po určité době vede až celkovému plošnému smyvu původních půdních horizontů. Naopak v depresních lokalitách se hromadí smyté horizonty z výše položených lokalit terénu. Obě tyto protichůdné tendence – eroze a akumulace erodovaných horizontů, zásadním způsobem mění půdní pokryv a charakteristiky původních půdních typů zkoumaného území.

MATERIÁL A METODY

Ke splnění zadaného cíle byly použity výsledky z polních půdních záznamů, z tzv. základních a výběrových sond, realizovaných v rámci Komplexního průzkumu zemědělských půd, který byl proveden v roce 1962 a které byly porovnány se současným stavem na základě popisu a analýz 122 kopaných sond v letech 2002 a 2003. Srovnávány jsou tak tytéž ukazatele na tomtéž místě a to poprvé v roce 1962 a podruhé v roce 2003. Laboratorní výsledky v minulosti i současnosti byly analyzovány stejnými metodami a to podle metodiky komplexního průzkumu půd. Průzkum byl realizován v katastrálním území města Ždánice a obcí Archlebov a Dražůvky, severovýchodně od města Kyjova, původně v okrese Hodonín, nyní v Kraji Jihomoravském.

Z pohledu biogeografického náleží zkoumané území do dvou bioregionů. Severní část k.ú. Ždánice a Archlebova je tvořena jižními svahy Ždánického lesa náleží do Ždánicko-litenčického bioregionu, který náleží do západokarpatské proveniencie. Jižní části těchto katastrů a téměř celé území Dražůvek náleží ke Kyjovské pahorkatině, která je již součástí hustopečského bioregionu.

Z geologického a geomorfologického pohledu je Ždánický les tvořen převážně jemným písčítým vápnitým flyšem ždánické jednotky. Reliéf je většinou pahorkatinný s oblými táhlými tvary, ojediněle členěn hlubšími údolními zářezy maximálně 100 m hlubokými. Dle výškové členitosti se jedná o plochou vrchovinu s výškovou členitostí 150 – 220 m. Kyjovská pahorkatina je budována převážně málo odolnými flyšovými horninami ždánické jednotky. V tomto flyši se kromě typického střídání pískovců a jílovců uplatňují i slínité vrstvy. Reliéf je pahorkatinný s výškovou členitostí 75 – 150 m. Zájmové území je vymezeno výškovým rozpětím od 384 m n.m. po 190 m n.m. v údolí toku Trkmanky.

Quit (1970) z hlediska podnebí zařazuje severní část zkoumaného území do oblasti T2, t.j. teplé a mírně suché až mírně vlhké. Jižní část již náleží do T4 s podnebím velmi teplým a poměrně suchým místy až výrazně xerothermním. Město Ždánice má průměrnou roční teplotu 8,6°C s ročním úhrnem srážek 593 mm s minimem srážek v únoru (26 mm) a maximem v červenci (74 mm).

Pedologická charakteristika

Severní část území je charakteristická pestrým souborem zpravidla vápnitých půd. Na spraších se v minulosti vyvinuly typické hnědozemě, na výchozech vápnitých slínů modální pararendziny. Naopak půdy jižní části území náleží již černozemní oblasti a to s převahou černozemí na spraši, zastoupeny jsou i arenické černozemě. Na výchozech karpatského flyše se vyskytují pararendziny. Ve sníženinách se na slínech objevují černozemě pelické, nebo fluvizemě na karbonátových nivních uloženinách.

Výše položená severní část území patří do vegetačního stupně kolinného až suprakolinného jižní část do kolinného. Flora je dosti pestrá, což je důsledkem rozhraní Panonie a Karpat. V bioregionu se prolíná fauna teplomilných stanovišť stepních lad a kulturní krajiny sousední Panonie.

Hydrologické poměry

Celá oblast je odvodňována říčkou Trkmankou a jejími přítoky, z nichž největší je Spálený potok. Většina vodotečí je melioračně napříměna a výrazně zahloubena.

Osídlení v nižších částech je velmi staré cca 9 tisíc let. Nejvyšší partie Ždánického lesa nebyly nikdy odlesněny a z větší části si zachovaly přirozenou druhovou skladbu.

VÝSLEDKY

Na základě Komplexního průzkumu půd, který byl uskutečněn v roce 1962 byl ve zkoumaném území registrován výskyt pouze tři půdních typů: a to černozemí, dále hnědozemí a nivních půd glejových. Sondy zařazené do černozemí se dělily na černozemě typické (ČMt), dále černozemě akumulované (ČMak), černozemě smyté (ČMsm) a silně smyté (ČMssm). Sondy hnědozemní byly za KPP dále vnitřně členěny na hnědozemě typické (HMt), hnědozemě akumulované (HMak), hnědozemě smyté (HMsm) a hnědozemě silně smyté (HMssm). Nivní půdy byly označovány NP a nivní půdy glejové pak NPG.

V rámci zkoumaného území tří katastrů na celkové výměře o rozloze 2 225 ha zemědělské půdy bylo celkem na místech původního odběru (v roce 1962 v rámci Komplexního průzkumu zemědělských půd, dále jen KPP) znovu vykopáno celkem 122 kopaných sond. Na základě porovnání půdních profilů a výsledků rozborů ze 122 kopaných sond byl proveden rozbor celkem 261 půdních vzorků. Tyto vzorky byly na základě nově provedeného terénního průzkumu roztrženy podle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR do 12 souborů (skupin) podle jejich příslušnosti k následujícím půdním typům: fluvizem modální, fluvizem glejová, hnědozem modální, ranker, regozem, koluvizem, černozem modální, černozem erodovaná, pararendzina arenická, pararendzina modální, pararendzina pelická a antropozem.

Soubor č. 1 je tvořen fluvizeměmi – FL. Počet sond 5, s 12 půdními rozbory byl v etapě KPP tvořen 8 x NPG a 4 x NP. Původní znaky NPG jsou posunuty výrazně níže v důsledku akumulace splavenin. Hloubka ornice 24 cm, hloubka půdotvorného substrátu v 86 cm.

Soubor č. 2. je tvořen málo početnou skupinou fluvizemí glejových – FLG s počtem pouze 3 sond a 6 půdních rozborů byl v etapě KPP tvořen výhradně NPG. Soubor představuje v dané oblasti zbytky v minulosti podstatně více rozšířenou skupinu nivních půd kolem vodotečí. Dnes se vyskytuje pouze v bezodtokých mikro-depresích, kterou protéká cizí transportní voda. Hloubka ornice 26 cm, půdotvorný substrát ve 47 cm, se svažností na stupni 1.

Soubor č. 3, který je zastoupený pouze 4 sondami a 11 rozborů je zástupcem původně značně rozšířených hnědozemí – HN, v současnosti již doznívajících. Orniční horizont dosahuje v průměru do 23 cm, půdotvorný substrát vystupuje v 60 cm. Důvodem výrazného úbytku hnědozemí je především eroze zapříčiněná vyšší svažností.

Soubor č. 4 (jen 3 sondy se 4 rozbory) zastupuje nový půdní typ a to ranker – RN s nejnižší hloubkou ornice v cca 15 cm, která přechází ihned ve skeletovitý půdotvorný substrát. V minulosti sondy zařazené jako ČMsm.

Soubor č. 5 (6 sond s 9 rozbory), je tvořen revizem – RG, s hloubkou ornice do 19 cm s ostrým přechodem do půdotvorného substrátu. Sondy za KPP zařazené takto: 1x ČMt, 4x ČMsm, 1x ČMssm, 2x HMt, a 1x HMsm. Soubory č. 4 a 5 jsou důsledkem především orby pozemků o svažnosti nad 7 stupňů.

Soubor č. 6 v minulosti označený jako černozem typická ČMt, dnes černozem modální – CEm je zastoupen 16 sondami a 37 půdními rozbory. ČMt je představitelem nejhodnotnějšího půdního typu ve zkoumaném území. Průměrná hloubka ornice 24 cm, a půdotvorného substrátu v 50 cm.

Soubor č. 7 tvořený černozeměmi erodovanými – CEe, zastoupený 26 sondami a 52 rozbory je rozsahem největší. Sondy za KPP označeny jako ČMt dále (ČMsm a ČMssm). Hloubka ornice 22 cm, půdotvorný substrát ve 30 cm.

Soubor č. 8 s počtem sond 22 a se 49 rozbory je představitelem nového klasifikačního typu a to koluvizemí – KO. Hloubka ornice cca 23 cm a půdotvorný substrát v průměrné hloubce 103 cm.

Soubor je tvořen následujícími půdními typy za KPP: 10 x NPG, 10 x NP, 13 x ČMak, 5 x ČMt, 7 x ČMsm, 2 x HMak, a 2 x HMsm.

Následující tři soubory jsou tvořeny nejpočetnějším půdním typem v minulosti v zájmovém území se nevyskytujícími a to pararendzinami, které jsou rozčleněny podle zrnitosti na PRa - arenické, PRm - modální a PRpel – pelické.

Soubor č. 9 zahrnující pararendziny arenické je tvořen 10 sondami s 11 rozborů. Je tvořen následující skladbou sond za KPP: 3 x HMt, 5 x HMsm, 1 x HMak, a 2 x ČMsm s hloubkou ornice 23 cm, a půdotvorným substrátem ve 32 cm.

Soubor č. 10 tvořený pararendzinami modálními (PR m) je tvořen následujícími sondami: 20 x HM m, 8 x HMt, 3 x HMak, 15 x ČMsm, a 2 x ČMak. Hloubka ornice ve 23 cm, půdotvorný substrát ve 29 cm.

Soubor č. 11 obsahuje pararendziny pelické PRpel (18 sond a 34 půdních rozborů s velmi různorodým původem sond za KPP). Složení: 14x HMsm, 5 x HMt, 1 x HMak , dále 2 x ČMt, 10x ČMsm a 2 x ČMak. Hloubka ornice 24 cm a půdotvorný substrát v hloubce 31 cm.

Soubor č. 12 zahrnující antropozemě (AN) je tvořen sondami, které se v minulosti nacházely na výrazně sklonitých svazích převážně hnědozemního pásma, na kterých byly realizovány velkoplošné, nebo konfigurační terasy s výškovým zářezem nad 3 metry.

Průměrné hodnoty vybraných ukazatelů jednotlivých půdních typů je obsahem Tab. 1.

Tab. 1 *Typy půd, vybrané ukazatele – sondy 2002 – 2003 (Ždánicko)*

Půdní typ		Hloubka		Zrnitost		Corg %	Humus %	pH KCl	Sorb. kap T
		or.h.cm	půd.s.	0,01-0,05	<0,01%				
fluvizem	mod.	24	86	35,44	35,3	0,91	1,58	7,49	17,7
fluvizem	glej.	26	47,3	33,22	40,18	0,91	1,57	7,42	19,5
hnědozem		24	76,4	35,99	38,7	0,62	1,06	6,89	17,5
ranker		22	22	21,53	33,93	0,82	1,41	7,39	12,9
regozem		19,1	19,1	39,88	39,84	0,68	1,17	7,39	15,9
kolvizem		22,5	103	36,74	37,67	0,99	1,75	7,3	19,5
černozem	mod.	23,7	50,4	36,3	45	0,99	1,67	7,26	20,1
černozem	eroz.	22	30	39,43	40,82	0,76	1,31	7,36	16,8
pararendz.	aren.	23,88	30,1	21,49	14,49	0,22	0,38	7,5	7,25
pararendz.	mod.	23,05	27,4	26,43	32,09	0,55	0,91	7,42	13,1
pararendz.	pel.	20,82	28,1	26,61	54,1	0,89	1,51	7,29	20,5
antropozemmod.	mod.	25,38	35,4	24,96	35,62	0,59	1,02	7,46	14,3

Porovnání procentického zastoupení C ox a humusu všech existujících výběrových sond oblasti a to v roce 1962 a v roce 2003 je vyjádřeno v Tab. 2.

U převážné většiny sond označovaných při KPP jako základní byly při KPP analyzovány pouze hodnoty zrnitosti a pH v KCl. Tab. 3 hodnotí plošné zastoupení podle půdních typů.

Procentické poškození zemědělské půdy erozí hodnotí Tab. 4.

Tab. 2 Porovnání zastoupení Cox a humusu výběrových sond

Katastrální území	Číslo sondy	Číslo horiz.	Hloubka v cm	Cox				Humus				Půdní typ
				původní	nyní	rozdíl	%	původní	nyní	rozdíl	%	
Archlebov	V – 5	1	10 – 20	1,34	0,85	-0,49	63,43	2,32	1,47	-0,85	63,36	PR ar
Archlebov	V – 5	2	30 – 40	0,60	1,01	0,41	168,33	1,03	1,74	0,71	168,93	PR ar
Archlebov	V – 4	1	20 – 30	0,77	0,20	-0,57	25,97	1,33	1,53	0,20	115,04	PR ar
Archlebov	V – 2	2	30 – 40	1,24	1,04	-0,20	83,87	2,13	1,79	-0,34	84,04	PR ar
Archlebov	V – 2	3	60 – 70	0,30	0,64	0,34	213,33	0,5	1,1	0,60	220,00	PR ar
Archlebov	V – 1	1	5 – 15	1,06	1,12	0,06	105,66	1,8	1,93	0,13	107,22	FLG
Archlebov	V – 1	2	20 – 30	0,60	0,32	-0,28	53,33	1	0,55	-0,45	55,00	FLG
Archlebov	V – 3	1	10 – 20	1,34	1,48	0,14	110,45	2,3	2,55	0,25	110,87	KO
Archlebov	V – 3	2	30 – 40	0,60	1,14	0,54	190,00	1	1,97	0,97	197,00	KO
Dražůvky	V – 2	1	10 – 20	0,93	1,31	0,38	140,86	1,6	2,26	0,66	141,25	PR ar
Dražůvky	V – 2	2	32 – 42	0,75	0,61	-0,14	81,33	1,29	1,05	-0,24	81,40	PR ar
Dražůvky	V – 2	3	45 – 55	0,29	0,29	0,00	100,00	0,5	0,5	0,00	100,00	PR ar
Dražůvky	V – 1	1	10 – 20	1,21	1,10	-0,11	90,91	2,08	1,9	-0,18	91,35	KO
Dražůvky	V – 1	2	30 – 40	0,41	0,30	-0,11	73,17	0,71	0,52	-0,19	73,24	KO
Dražůvky	V – 1	3	60 – 70	0,09	0,23	0,14	255,56	0,15	0,4	0,25	266,67	PR ar
Želetice	V – 2	1	10 – 20	1,24	1,06	-0,18	85,48	2,14	1,83	-0,31	85,51	PR ar
Želetice	V – 2	2	30 – 40	0,89	0,82	-0,07	92,13	1,53	1,41	-0,12	92,16	PR ar
Želetice	V – 2	3	60 – 70	0,66	0,61	-0,05	92,42	1,14	1,05	-0,09	92,11	PR ar
Želetice	V – 1	1	5 – 15	1,43	1,29	-0,14	90,21	2,46	2,22	-0,24	90,24	PR ar
Želetice	V – 1	3	32 – 40	1,24	0,84	-0,40	67,74	2,14	1,45	-0,69	67,76	PR ar
Ždánice	V – 4	1	5 – 15	0,92	0,69	-0,23	75,00	1,59	1,19	-0,40	74,84	PR ar
Ždánice	V – 4	3	45 – 55	0,52	0,69	0,17	132,69	0,9	1,19	0,29	132,22	PR ar
Ždánice	V – 4	4	80 – 90	0,30	0,32	0,02	106,67	0,52	0,55	0,03	105,77	FL
Ždánice	V – 8	1	10 – 20	0,69	1,13	0,44	163,77	1,19	1,95	0,76	163,87	FL
Ždánice	V – 8	2	40 – 50	0,20	0,93	0,73	465,00	0,34	1,6	1,26	470,59	KO
Ždánice	V – 3	1	10 – 20	1,08	1,14	0,06	105,56	1,86	1,97	0,11	105,91	KO
Ždánice	V – 3	2	25 – 35	0,81	0,99	0,18	122,22	1,4	1,71	0,31	122,14	KO
Ždánice	V – 3	3	40 – 50	0,77	0,23	-0,54	29,87	1,33	0,4	-0,93	30,08	FL
Ždánice	V – 1	1	5 – 15	0,83	0,80	-0,03	96,39	1,4	1,38	-0,02	98,57	FL
Ždánice	V – 1	3	35 – 45	0,40	0,16	-0,24	40,00	0,7	0,28	-0,42	40,00	CE e

Tab. 3 Plošné zastoupení (v ha) podle půdních typů

Rok	Půdní typ					
1962	ČM celkově		HM	NPG	KO	PR AN
plocha	1 424		479,3	321,6	0	0 0
%	64		21,6	14,4	0	0
2003	CEm	CEe	HN	FLG	KO	PR AN
plocha	226,3	637,9	13	206,8	178	763 200
%	10,2	28,8	0,6	9,2	8	34,3 8,9
%CEm+CEe	39					

Tab. 4 *Procento poškození zemědělské půdy erozí v roce 1971 a 2003*

Kat. území		Ždánice	Archlebov	Dražůvky	Celkem
rok		%	%	%	%
1971	s erozí	53,5	54,8	45	52,5
	bez eroze	46,5	45,1	55	47,4
2003	s erozí	77	73,8	57,7	72,4
	bez eroze	23	26,1	42,3	27,6

DISKUSE

Stručné posouzení změn výskytu hlavních půdních typů

V roce 1962 při KPP bylo 64 % z celkové výměry zařazeno do černozemí. Nebyla provedena kvantifikace kolik procent bylo bez erozního poškození (čili černozemí typických neboli modálních) a kolik bylo smytých. Na základě porovnání map z doby KPP a na základě vyhodnocení leteckých černobílých snímků byl stanoven závěr, že v roce 2003 klesla celková výměra černozemí z původních 64 % na pouhých 39 %. Z toho černozemě modální v současnosti zůstávají pouze na 10,2 %, zatímco černozemí erodovaných je 28,8 %

Fluvizemě v současnosti zůstávají na cca 8 % a hnědozemě na 0,6 %. Nový půdní typ klasifikačního systému půd koluvizemě se dnes vyskytují na 8 % výměry. Vyskytují v nivních polohách, kde se v minulosti vyskytovaly NPG a dále v konkávních depresích, ve kterých se v minulosti vyskytovaly černozemě akumulované. Největší nárůst zaznamenáváme u pararendzin, kterých je 34,3 %. Tyto se dnes vyskytují na plochách, kde v minulosti byly hnědozemě a to nejen erodované, ale i modální, a dále erodované černozemě. Téměř 200 ha (9 %), které jsou zcela uměle vytvořeny řadíme dnes do antropozemí. Jedná se o velkoplošné terasy, nebo o konfigurační terasy, částečně i hluboce rigolované vinice. V celém rozsahu se jedná o plochy s hloubkou antropogenní transformace minimálně do hloubky 60 cm.

Plocha erodovaných půd se zvýšila z původní hodnoty 52,5 % v roce 1971 až na 72,4 % v současné době (skutečnost v roce 1971 zjištěna z leteckých snímků, současnost zjištěna terénním pedologickým průzkumem).

Definice antropogenní půdy

Definice podle FAO – Unesco(1988) charakterizuje antrosoly jako půdy ve kterých se projevují nejruznější lidské aktivity jako například: hluboká modifikace nebo převrstvení původních půdních horizontů, přemístění nebo rozrušení povrchových horizontů, odstranění půdy, nebo dlouhodobé dodávky organických látek či dlouhotrvající závlahy.

Definice podle WRB, 1998 definuje antrosoly jako půdy které byly dlouhodobě transformované antropedogenními procesy do té míry, že původní půdní jednotka již není zachovaná, případně je modifikována překryvem.

Antropogenní půdy nemají analogické určení v rámci přírodních půd. To si vyžádá novou nomenklaturu a taxonomii pro antrosoly. Antrosoly jsou definované na základě intenzivní transformace povrchových horizontů následkem antropických zásahů. Antropogenní půdy mají vznik in situ s výjimkou koluvizemí v německé klasifikaci.

Definice antropizace půdy

Antropizaci půdy lze charakterizovat jako proces ovlivňování vlastností půdy člověkem a to v pozitivním nebo negativním vztahu k biotě, kterým je možné dospět až k úplnému přetvoření pedonu.

Charakteristika koluvizemí

Základní sekvence horizontů: A – Ck – A'' – (B) – C.

Koluvizemě jsou typické tvorbou akumulovaného horizontu transformovaného erozní činností obvykle obohaceného humusem z erodovaných převážně humusových horizontů někdy s barevnou stratifikací. Pod tímto horizontem se nachází původní pochovaná půda s původními horizonty. Jsou to půdy s dominantně antropickým půdotvorným faktorem za přispění přírodních erozně akumulčních procesů.

Souhrn

Na základě porovnání původních map a půdních rozborů z roku 1962 se současným stavem zjištěným v roce 2003 vyplývají následující závěry.

Ve zkoumaném území zůstávají černozemě modální zachovány pouze na náhorních rovinách a to za předpokladu, že mocnost sprašového překryvu je větší jak 50 cm a dále při svažitosti od 0 do 2 stupňů (v v konkávních polohách až do 2,5 stupňů). 1962: ČMt, 2003: CEm tedy bez změny.

Při sklonitosti od 3 do 7 stupňů za předpokladu, že mocnost spraše v roce 1962 dosahovala cca 1 m zůstávají i dnes v souladu s historickým stavem zachovány černozemě smyté. 1962: ČMsm nebo ČMssm 2003: CEe, čili opět bez změny.

V konvexních lokalitách při svažitosti nad 7 stupňů a v konkávních polohách nad 9 stupňů došlo v důsledku dlouhodobé silné eroze ke transformaci ČMsm a ČMssm na regozemě – RG (v počtu 6 sond). Pro regozemě této oblasti je typické, že orniční horizont je každoročně tvořen téměř výhradně půdotvorným substrátem tj. spraší.

V etapě KPP četné NPG zůstávají zachovány v kategorii FLG pouze za předpokladu, že hloubka podzemní vody se pohybuje v rozpětí 70 až 90 cm. Tato podmínka je dnes splněna za předpokladu, že jde o špatné odtokovou lokální sníženinu s dostatkem cizí vody. V roce 1962: NPG, v roce 2003: FLG - setrvalý stav.

Následkem zahloubení toků, ale především v důsledku akumulace sedimentů o síle větší jak 80 až 100 cm ustoupily hydromorfíni znaky do hloubky přesahující 120 cm, čímž došlo ke transformaci na koluvizemě. Dnešním koluvizemím předcházely nejčastěji ČMak, dále ČMt a ČMsm spolu s NPG a NPG.

Představitelem nejvýraznějšího stupně degradace černozemí jsou dvě sondy řazené v současnosti do rankeru. Tyto vznikly následkem orby při svažitosti nad 8 stupňů.

Sondy na sprašových pokryvech v roce 1962 o mocnosti do 50 cm zařazené jako HMt, HMsm nebo HMsm při svažitosti nad 4 stupně dnes následkem totální eroze spraše řadíme k pararendzinám.

Výšková pásmitost: v údolnicích od 185 do 270 m n.m. původně NPG nebo NPg, dnes fluvizemě, na něž navazují koluvizemě. Dále následuje pásmo černozemní od 200 m n.m. do převážně 260 (ojediněle až do 290 m). Od této výšky po hranici lesa max. do 385 m n.m. následovalo pásmo hnědozemí, dnes pararendzin, nebo antropozemí terasovaných (AN).

ZÁVĚR

Vývojová prognóza zkoumaného území

Dojde k další plošné redukci výskytu černozemě modální a ke snížení mocnosti jejího humusového horizontu. při snížení % humusu. Na mocných sprašových překryvech (nad 1 m) do svažitosti 5 – 7 stupňů zůstanou zachovány černozemě erodované.

Při svažitosti nad 7 stupňů na spraších se zvětší výskyt regozemí. Po totální erozi spraší se dále zvýší plošný rozsah pararendzin omezené i rankerů (výstupy pískovců v konvexních hřbetech).

Zrychlená eroze v tomto teritoriu povede k dalšímu vývoji od černozemí erodovaných k regozemím na spraši, pararendzinám a terasovaným antropozemím jejichž společným znakem bude výrazně nižší kvantita ale i kvalita humusu.

LITERATURA

- Němeček, J. et al. 2001: Taxonomický klasifikační systém půd české republiky, ČZU Praha, 2001, 79s.
- Hraško, J. et al. 1991: Morfogenetický klasifikační systém pod ČSFR VÚPÚ Bratislava, 1991, 106 s.
- Kolektiv 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 2000, 74 s.
- Bedrna, Z. 2002: Environmentálne pôdoznanectvo. Veda Bratislava, 2002, 352 s.
- Sobocká, J. 1999. K definícii antropogénnej pôdy. In Zbor. „Antropizácia pôd IV.“ 29. 4. 1999 vo VÚPOP Bratislava, 1999, s. 102-108.
- Sobocká, J. 1999. Riešenie antropizácie pôd v USDA Soil Taxonomy. In Zbor. “Antropizácia pôd IV.” 29. 4. 1999 vo VÚPOP Bratislava, 1999, 109-114.
- Sobocká, J. 1999. Súčasný stav poznania a hodnotenia antropogénnych pôd na Slovensku. Rostlinná výroba 45, (5): 237-244.
- Sobocká, J. 2000. Antropogénne pôdy ako novodobý ekologický fenomén. In: Šarapatka, B. Prax, A. (Ed.). Úloha a využití výsledků pedologie v ekologii se zaměřením na agroekologii. Sborník ref. z 5. Pedologických dnů. UP Olomouc, p. 98-105.
- Sobocká J. 2002.: Koluvizem, popis a diagnostika In: Pôda – jedna zo základných zložiek životného prostredia. Bratislava 2002, 194-198.

ZAKYSLENIE LESNÝCH PÔD SEVEROZÁPADNÉHO SLOVENSKA A ÚČINKY ICH VÁPNEŇA

Forest Soil Acidification in North-western Slovakia and their Liming Effects

Pavel PAVLENDÁ, Jozef IŠTOŇA

Lesnícky výskumný ústav Zvolen, T.G. Masaryka 22, 960 92 Zvolen, pavlenda@fris.sk

Abstrakt

Príspevok prináša výsledky hodnotenia súčasného stavu acidity lesných pôd severozápadného Slovenska, acidifikácie počas posledných dekád, ako aj hodnotenie účinkov vápnenia na lesné pôdy severozápadného Slovenska. Výsledky potvrdzujú silnú aciditu lesných pôd v danej oblasti. Vápnenie na dvoch hodnotených lokalitách viedlo k pozitívnym zmenám pôdnej reakcie v celej hodnotenej časti pôdneho profilu. Meliorácie pôd a vývoj lesných ekosystémov v danej oblasti by si vyžadoval komplexnejšie hodnotenie (defoliácia, zdravotný stav, úroveň výživy a pod.).

Kľúčové slová: zakyslenie, lesná pôda, vápnenie, účinky

Abstract

Results of assessment of present status soil acidity, soil acidification within last decades and effect of forest liming on soil acidity in the north-western Slovakia are presented in the paper. We can point out strong acidity of forest soils in all the assessed localities. Soil liming has resulted in positive changes of soil reaction in the whole assessed part of soil profile. More complex evaluation of forest soils and forest ecosystems (defoliation, health condition, nutrient status etc.) would be necessary in the region.

Key words: acidification, forest soil, liming, effects

ÚVOD

Riešenie problematiky vplyvu znečisteného ovzdušia na lesné pôdy a lesy je jednou z hlavných úloh lesníckeho i pôdoznaleckého výskumu v posledných desaťročiach. Popri systematickom reprezentatívnom monitorovaní vplyvov znečisteného ovzdušia na lesné ekosystémy a podrobných výskumných prácach na ekologických stacionároch a trvalých výskumných plochách sa zabezpečovali aj lokálne účelové zisťovania, ktoré majú na lokálnej a regionálnej úrovni tiež významnú výpovednú hodnotu.

Na veľkej časti územia lesov Slovenska boli a do značnej miery aj naďalej sú najvýznamnejším negatívnym účinkom znečistenia ovzdušia procesy acidifikácie pôd v dôsledku vysokých depozícií zakysľujúcich látok. Ku kulminácii znečistenia ovzdušia a zrážok na našom území došlo v 80-tych rokoch. Od tohto obdobia koncentrácie hlavných znečisťujúcich zložiek spočiatku prudšie, neskôr pozvoľnejšie klesajú, pričom však súčasné hodnoty znečistenia sú vo všeobecnosti ešte stále vyššie ako na začiatku päťdesiatych rokov.

V snahe o elimináciu účinkov kyslej depozície na lesné pôdy a úpravu pôdneho prostredia sa na vybraných lokalitách uskutočnilo letecké vápnenie. V porovnaní s vápnením rozsiahlych území najmä v Nemecku a Česku sa tieto opatrenia na Slovensku realizovali len v menších územiach na Kysuciach, Orave a Spiši. Dávka bola zvyčajne medzi 2 a 4 t.ha⁻¹, rozdiely boli v jemnosti materiálu; najmä spočiatku sa použili pomerne hrubé frakcie, čo znižovalo rozpustnosť a spomaľovalo účinok na pôdu. Výsledky aplikácií boli čiastočne vyhodnocované, závery však boli rozporuplné, čo súviselo jednak s konkrétnymi podmienkami vápnenia (stanovištné pomery, jemnosť drvenia a mletia aplikovaných

materiálov, dávka), ale aj s rôzne definovanými očakávaniami a cieľmi vápnenia (Ištoňa 1993, Šály 1996, Pavlenda 1996).

Cieľom tohto príspevku je:

- charakterizovať stav lesných pôd severozápadného Slovenska z hľadiska acidity na základe výsledkov zisťovaní rôzneho typu,
- hodnotiť zmeny ich zakyslenia v poslednom období,
- vyhodnotiť účinok vápnenia zakyslených lesných pôd v danom regióne.

Charakteristika hodnoteného územia a metodika

Predmetom hodnotenia lesných pôd z hľadiska acidity sú geomorfologické oblasti Západné Beskydy a Stredné Beskydy (geomorfologické celky Moravsko-sliezske Beskydy, Turzovská vrchovina, Jablunkovské medzihorie, Kysucké Beskydy, Kysucká vrchovina, Oravské Beskydy, Podbeskydská brázda a Oravská Magura). Toto územie zároveň spadá pod lesné oblasti č. 32 a 33: Západné Beskydy a Stredné Beskydy. Nadmorské výšky hodnoteného územia sú prevažne v rozpätí 500 až 900 m, len v oravskej časti boli zahrnuté aj horské územia v masíve Babej hory a Pilska, ktoré presahujú 1 000 m.

Geologický substrát a pôdny kryt je relatívne homogénny. Celé hodnotené územie je charakterizované flyšovým vývojom. Pôdy sú prevažne piesčito-hlinité až hlinité. Absolútne dominujúcim typom je kambizem (v rôznych subtypoch, najmä modálnom a podzolovom). Podzoly sa vyskytujú iba v najvyšších polohách.

Z hľadiska drevinového zloženia je pre hodnotené územie typický vysoký podiel smrekových monokultúr. Zmiešané porasty s jedľou a bukom, prípadne s javorom a ďalšími listnáčmi, podobne aj porasty listnáčov s dominanciou buka, ktoré zodpovedajú daným jednotkám lesníckej typológie (stanovištným jednotkám) majú v súčasnosti iba veľmi malý podiel.

Pri hodnotení acidity sme využili výsledky zo súboru monitorovacích plôch v pravidelnej sieti 4 x 4 km (Kysuce) a výsledky z viacerých lokalít rôzneho typu – trvalé reprezentatívne plochy, odberové miesta pre projekty vápnenia (Orava). Výsledky sa vzťahujú na hĺbku 0 – 5 cm, prípadne 0 – 10 cm, v prípade overovania účinkov vápnenia aj na pokrývkový humus (subhorizonty F + H) a vrchnú časť B-horizontu (spravidla 10 – 20 cm). Pôdna reakcia bola meraná potenciometricky, všetky výsledky uvedené v tabuľkách a grafoch vyjadrujú namerané hodnoty aktívnej reakcie. Pri hodnotení zmien pôdnej reakcie sme zaradili iba údaje z presne identifikovaných odberových miest a porovnateľných odberových termínov. Do hodnotenia neboli zaradené plochy, kde došlo k ťažbe lesných porastov alebo k výraznému poklesu zakmenenia, ktoré by sa mohlo odraziť reakciou pôdy.

Ďalšou časťou hodnotenia pôd v danom území bolo porovnanie acidity pôd pred aplikáciou vápnenia a po vápnení s odstupom 17, resp. 22 rokov. Podľa východiskového stavu išlo o lokality so silne kyslými až extrémne kyslými pôdami, z veľkej časti sekundárne imisne zakyslenými. Ako podklad pre projekt vápnenia boli použité výsledky analýz zo spolu 26 odberných miest. Vzorky boli odoberané väčšinou z troch vrstiev: pokryvný humus, pripovrchová vrstva minerálnej pôdy z A-horizontu (rôzne hĺbky podľa hrúbky diagnostického horizontu – väčšinou 0 – 5 cm) a hlbšia vrstva minerálnej pôdy z B-horizontu (väčšinou 10 – 20 cm). V niektorých prípadoch boli aj vzorky z väčšej hĺbky, naopak na niektorých plochách (v prípade porastov s nízkym zakmenením, s prítomnosťou bylinnej a trávnej vegetácie bez typickej vrstvy opadanky a drviny) sa neodoberali vzorky pokryvného humusu. Z daného súboru odberových miest boli do porovnania zahrnuté opäť iba presne identifikované miesta.

VÝSLEDKY

Výsledky merania pôdnej reakcie v hodnotenom regióne sú v tab. 1. Súbor 27 plôch na Kysuciach možno považovať za reprezentatívnejší (pravidelná sieť na celom území LZ Čadca), kým súbor 37 plôch na Orave predstavuje viacero jednotlivých lokalít hodnotených pôvodne pre konkrétne účely, bez zámeru hodnotenia v širšom kontexte. Uvedené mediánové i percentilové hodnoty však poukazujú na silnú aciditu pôd v celom území. Namerané hodnoty indikujú sekundárne imisné zakyslenie. Pôdotvornému substrátu, pôdotvorným podmienkam (najmä klimatickým), morfológii pôdneho profilu a následne klasifikovaným pôdnym subtypom by zodpovedali hodnoty pH prevažne v rozpätí 4,0 až 4,5.

Tab. 1 *Aktuálny stav pôdnej reakcie v hodnotenom území*

	Medián	10-percentil	90-percentil
Kysuce	3,71	3,50	4,24
Orava	3,74	3,30	4,34

Mediánové a percentilové hodnoty pH namerané vo vybraných lokalitách na Orave v roku 1965 a 1999 je v tab. 2. Posun v hodnote pôdnej reakcie A-horizontu (0 – 5 cm, resp. 0 – 10 cm) je zrejmý. Test významnosti rozdielov aritmetických priemerov potvrdil ich štatistickú významnosť pre všetky hĺbky.

Tab. 2 *Zmeny reakcie v posledných desaťročiach*

	Medián	10-percentil	90-percentil
1965	4,30	3,92	4,55
1999	3,83	3,40	4,36

Ďalšou časťou hodnotenia pôd v danom území bolo porovnanie acidity pôd pred aplikáciou vápnenia a po vápnení s odstupom na lokalitách Tisovnica a Borsučie. Podľa východiskového stavu (tab. 3) išlo o lokality so silne kyslými až extrémne kyslými pôdami, z veľkej časti sekundárne imisne zakyslenými.

Tab. 3 *Mediánové hodnoty aktívnej pôdnej reakcie pred vápnením*

	Pokryvný humus	0 – 5 cm	10 – 20 cm
Tisovnica	3,48	3,89	4,06
Borsučie	3,60	3,60	3,90

Mediánové hodnoty aktívnej pôdnej reakcie (pH v hydrosuspensii) uvedené v tabuľke svedčia o silnej acidite pôdy v celom hodnotenom profile, najmä však pri povrchu pôdy. V nasledovných tabuľkách sú uvedené mediánové hodnoty aktívnej reakcie z porovnávaných menších súborov vzoriek pre východiskový stav a súčasný stav na oboch lokalitách.

Tab. 4 *Mediánové hodnoty aktívnej pôdnej reakcie pred vápnením a po vápnení na lokalite Tisovnica*

	Pokryvný humus	0 – 5 cm	10 – 20 cm
1986	3,48	3,80	4,06
2003	3,80	4,16	4,44

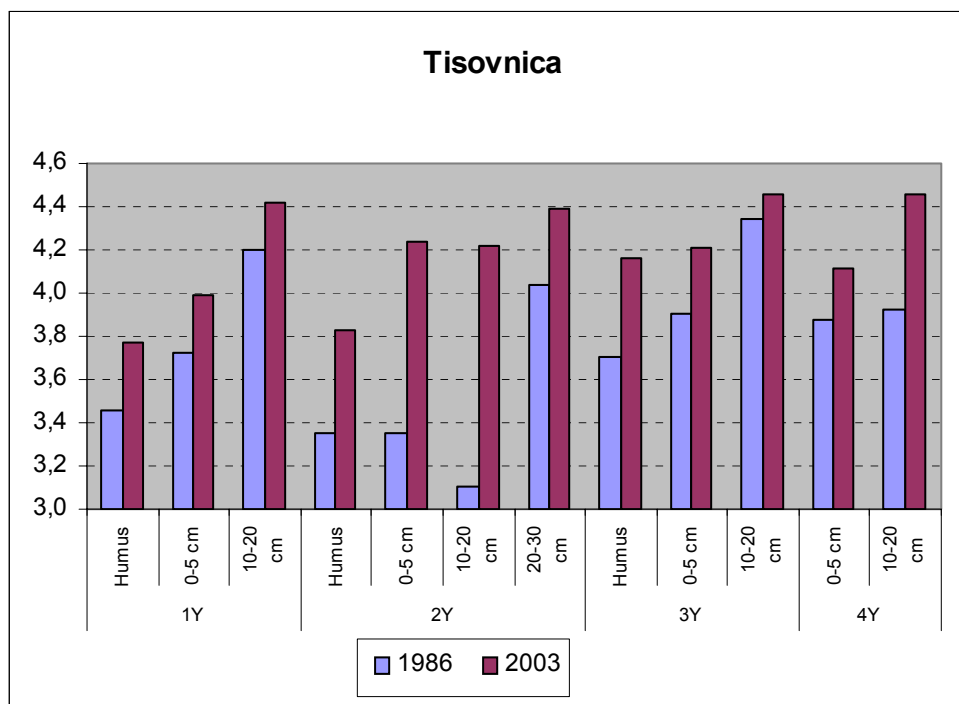
Tab. 5 *Mediánové hodnoty aktívnej pôdnej reakcie pred vápnením a po vápnení na lokalite Borsučie*

	Pokryvný humus	0 – 5 cm	10 – 20 cm
1991	3,70	3,30	4,10
2003	3,91	3,89	4,23

Z výsledkov v tabuľkách vyplýva mierny vzostup pôdnej reakcie na oboch lokalitách a vo všetkých hodnotených hĺbkach. Významnosť rozdielov potvrdil t-test. Kým pri obvyklých hodnoteniach v krátkom období po vápnení sa zvyčajne konštatuje silný účinok vápnenia na pokryvný humus a minimálny alebo žiadny účinok na pôdu v hlavnom koreňovom priestore, resp. väčších hĺbkach, počas 17, resp. 12 rokov sa v tomto prípade prejavil pozvoľný účinok v celej hodnotenej časti pôdneho profilu.

Na obr. 1 a 2 sú znázornené výsledky pre jednotlivé miesta odberu a odberové hĺbky.

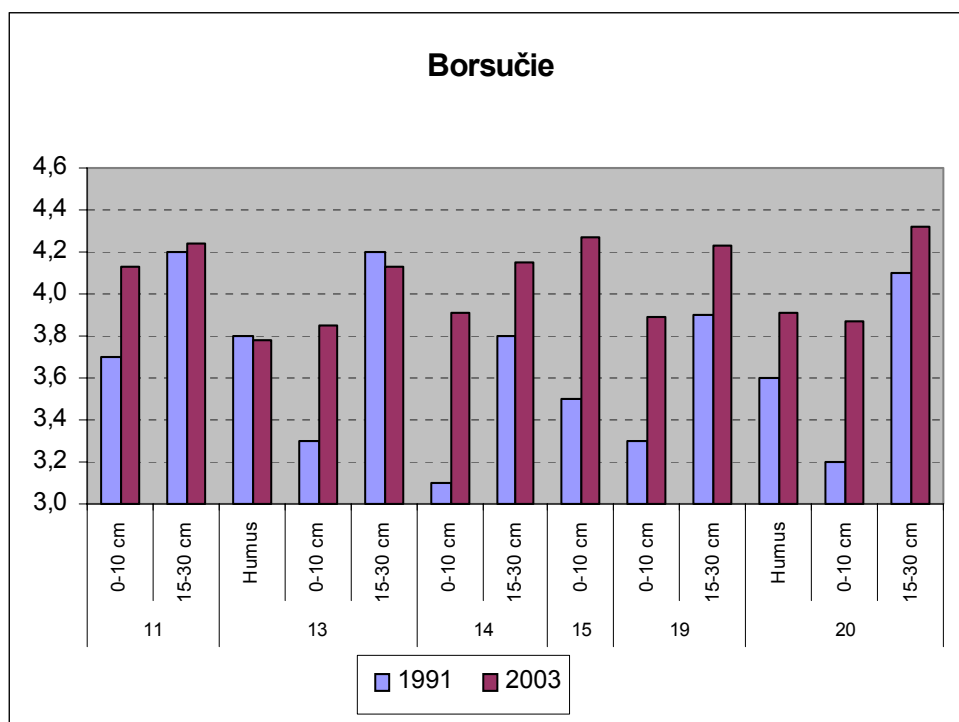
Obr. 1 Hodnoty pôdnej reakcie na jednotlivých miestach odberu pred vápnením a po vápnení na lokalite Tisovnica



Z obr. 1 je zrejmé, že vo všetkých vzorkách z lokality Tisovnica bola v roku 2003 nameraná vyššia hodnota pH než v roku 1986. Na tejto lokalite bol väčšinou najväčší rozdiel zistený v pokryvnom humuse. Väčšinou bol vzostup okolo 0,3 jednotky pH. Výnimkou je plocha 2Y, kde bol zistený vzostup pH v hĺbke 0 – 5 cm z 3,34 na 4,22 a v hĺbke 10 – 20 cm dokonca z 3,10 na 4,21.

Porovnanie hodnôt východiskových (pred vápnením) a súčasných – zistených pri overovaní – je pre lokalitu Borsučie na obr. 2. Z týchto výsledkov je opäť zrejмый trend vzostupu pH v celej hodnotenej časti pôdneho profilu (hoci na dvoch plochách bol zistený v niektorej z hĺbok rovnaký stav ako pred vápnením). Najvýraznejšie rozdiely medzi východiskovým stavom a súčasným stavom boli v tomto prípade zistené pre hĺbku 0 – 10 cm (na ploche č. 14 z 3,1 na 3,9, na ploche č. 19 z 3,3 na 3,9). Vo všetkých prípadoch však bola pozitívna zmena aj v hĺbke 15 – 30 cm.

Obr. 2 Hodnoty pôdnej reakcie na jednotlivých miestach odberu pred vápnením a po vápnení na lokalite Borsučie



ZÁVER

Prezentované výsledky, ktoré vychádzajú prevažne zo zisťovaní iniciovaných lesnou prevádzkou (len čiastočne aj z exaktných experimentálnych zisťovaní) potvrdzujú, že flyšová oblasť severo-západného Slovenska (Kysuce, Orava) patrí k územiám, kde bol efekt kyslých imisií na lesné pôdy najvýraznejší. Najväčší pokles pH bol zaznamenaný na relatívne živnejších stanovištiach, čo viedlo k zmierňovaniu rozdielov v kyslosti pôd z hľadiska acidity medzi pôvodne extrémne kyslými pôdami a relatívne priaznivejšími pôdami. Výsledky zisťovania účinkov vápnenia na lesné pôdy svedčia o dlhodobom priaznivom efekte vápnenia na pôdnu reakciu. Samotná pôdna reakcia je však len jedným z indikátorov acidity pôdy, resp. nepriaznivého stavu pôdy v dôsledku silného zakyslenia. Pre komplexnejšie a korektnejšie hodnotenie vplyvu vápnenia na pôdu by bolo potrebné zistiť aj vývoj iných parametrov (obsah jednotlivých výmenných bázických kationov, suma báz, stupeň sorpčného nasýtenia, obsah voľného hliníka). Ako podklad pre návrhy vápnenia sa najmä v počiatočnej fáze melioračných opatrení používali takmer výlučne iba zistené hodnoty pH a iba výnimočne sú k dispozícii aj staršie údaje pre tieto parametre tak, aby ich bolo možné porovnať.

Na vápnenie a chemické melioračné opatrenia v lesoch sú vo všeobecnosti stále značne protirečivé názory. Hoci existuje množstvo skúseností s vápnením a boli definované určité kritériá pre voľbu melioračných opatrení lesných pôd (napr. Hüttl, Zöttl 1993, Kreutzer 1995, Pavlenda 1996, Podrázský 1993), v našich podmienkach ostáva kľúčovou otázkou práve definovanie očakávaného účinku meliorácií.

Zároveň treba konštatovať, že ani v súčasnosti nie je zabezpečený taký systém, ktorý by umožňoval kontinuálne overovanie realizovaných ozdravných opatrení, najmä však melioračných opatrení. Situácia na viacerých územiach by si vyžadovala rozšírenie overenia výsledkov opatrení na komplexné hodnotenie (stav lesných porastov z hľadiska defoliácie, hodnotenie úrovne výživy podľa analýz asimilačných orgánov a pod.), resp. prepojenie zisťovania pôdných vlastností (v súlade so zákonom o hnojivách) s ďalšími podrobnými zisťovaniami. Dané územie ako celok si zasluhuje väčšiu pozornosť a mohli by byť vhodným územím nielen pre overenie vplyvu realizovaných melioračných opatrení, ale pre komplexnú analýzu stavu lesných ekosystémov s ohľadom na intenzívne využívanie

lesa a premeny drevinovej a genetickej štruktúry lesov v priebehu posledných storočí a samozrejme hlavne s ohľadom na silné imisné vplyvy v posledných desaťročiach.

LITERATÚRA

- Bublinec, E., 2000: Minulosť, prítomnosť a budúcnosť lesných pôd Slovenska. In: Bielek, P. (Ed.): Pedofórum 2000, Zborník príspevkov, s. 52-64.
- Hüttel, R.F., Zöttl, H.W., 1993: Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests - reviewing from former and recent trials. *Forest Ecology and Management*, 61, s. 325-338.
- Ištoňa, J., 1993: Vápnenie a hnojenie – záchrana či ochrana lesov? *Les*, 49, 6, s. 14-15.
- Kreutzer, K., 1995: Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, 168-169, s. 447-470.
- Pavlenda, P., 1996: Vápnenie lesných pôd – skúsenosti a perspektívy. *Lesnícky časopis –Forestry Journal*, 42, 5-6, s. 429-435.
- Pavlenda, P., Ištoňa, J., 2003: Zmeny reakcie pôd horských oblastí a ich vplyv na lesné spoločenstvá. In: Sobocká, J., Jambor, P. (Eds.): Druhé pôdoznalecké dni. Zborník z vedeckej konferencie v Starej Lesnej 16.-18.6.2003. VÚPOP, Societas Pedologica Slovaca, Bratislava, s. 315-320.
- Podrázský, V., 1993: Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně-ekologických podmínkách Orlických hor. *Lesnictví-Forestry*, 39, 3-4, s. 97-105.
- Šály, R., 1996: Ako ďalej s otupením nadmernej kyslosti pôd? *Les*, 52, 6, s. 7-9.

DYNAMIKA ZÁSoby VODY V ORNICI A PODORNIČÍ VYBRANÝCH OSEVNÍCH SLEDŮ

Dynamics of Water Supply in Topsoil and Subsoil caused by Cereals Grown in Crop Rotations

Eduard POKORNÝ¹⁾, Vítězslav VLČEK¹⁾, Radomíra STRÁLKOVÁ²⁾

¹⁾ Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno,
Česká republika, tel.: 545133057, e – mail: pokorny@mendelu.cz

²⁾ Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o., Havlíčkova 2787, 76 701 Kroměříž,
Česká republika, tel.: 573317157, e – mail: stralkov@vukrom.cz

Abstrakt

Práce vyhodnocuje sedmiletá (1993 – 1997) pozorování zásoby vody v ornici a podorničí v osevních sledech polyfaktoriálních polních pokusů (62,5 % obilnin) Zemědělského výzkumného ústavu v Kroměříži (průměrná roční teplota 8,9°C, roční suma srážek 599 mm, půda je střední černozem luvická). Na variantách pšenice ozimá po ječmenu jarním – 1, pšenice ozimá po vojtěšce – 2, ječmen jarní po pšenici ozimé – 3 a ječmen jarní po cukrovce – 4 byly ve čtrnáctidenních intervalech, v období od třetí dubnové do třetí červencové dekády, odebírány vzorky do Kopeckého válečků (vždy ve 3 opakováních) z hloubek 10 – 15 cm a 35 – 40 cm a stanovena zásoba vody. Vyhodnocení výsledků bylo provedeno analýzou variance a časové změny regresní analýzou druhého stupně. Průměrná zásoba vody v ornici se za sledované období pohybuje od 96 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 122 mm na variantě ječmen po cukrovce. Prokázány byly rozdíly mezi variantami s pšenicí a ječmenem, kdy pod ječmenem jsou zásoby vyšší o 16 mm ve srovnání s variantou pšenice po obilnině a o 24 mm proti variantě pšenice po jetelovině. Rozdíl v zásobě vody mezi variantami v podorničí je neprůkazný. Hodnoty se pohybují od 107 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 115 mm na variantě ječmen po pšenici. Průměrná zásoba vody v ornici a podorničí (do 60 cm) je na variantách s ječmenem 235 mm. Na variantách s pšenicí se diferencuje podle předplodin. Po vojtěšce je 203 mm a po ječmeni 215 mm. Z výsledků je patrné, že pod porosty pšenice je větší zásoba vody v podorničí, u ječmene je tomu naopak. Průměrná zásoba vody v ornici i podorničí je 111 mm. V dynamickém vyjádření se zásoba vody se diferencuje podle variant. V ornici byla minima pro jednotlivé varianty vypočtena z regresních rovnic. Na variantě 1 nastává v poslední květnové dekádě, při zásobě 98 mm, na variantě 2 v první červnové dekádě zásobou 90 mm, na variantě 3 v první červnové dekádě zásobou 119 mm a na variantě 4 nastává minimum ve druhé květnové dekádě zásobou 121 mm. Největší změna zásoby vody během dubna až července nastává na 2. variantě rozdílem 24 mm. V podorničí nastává minimum na variantě 1 v druhé červnové dekádě, při zásobě 101 mm, na variantě 2 v první červnové dekádě zásobou 104 mm, na variantě 3 v druhé červnové dekádě zásobou 110 mm a na variantě 4 nastává minimum ve třetí červnové dekádě zásobou 115 mm. Největší změna zásoby vody ve sledovaném období nastává na 4. variantě rozdílem 28 mm.

Klíčová slova: zásoba vody, pšenice ozimá, ječmen jarní, vojtěška, cukrovka, ornice, podorničí, černozem luvická

Abstract

The paper evaluates the seven-year (1993 – 1999) monitoring of water supplies in topsoil and subsoil in crop rotations of multifactorial field trials (62.5 % cereals) conducted by the Agricultural Research Institute in Kroměříž (mean annual temperature 8.9°C, annual precipitation total 599 mm, medium Luvic Chernozem). In variants of winter wheat after spring barley – 1, winter wheat after alfalfa – 2,

spring barley after winter wheat – 3, and spring barley after sugar beet – 4, samples were taken into Kopecký's rollers (always in 3 repetitions) in 14-day intervals, viz. in the period from the third April to the third July decade from a depth of 10 – 15 cm and 35 – 40 cm and supplies of water were determined. Evaluation of the results was carried out by the analysis of variance and time changes by the regression analysis of the second degree. The average supply of water in topsoil for the period under study ranges from 96 mm in the variant of wheat after alfalfa to 122 mm in the variant of barley after sugar beet. Differences were demonstrated between variants with wheat and barley. Under barley, water supplies are higher by 16 mm as compared with the variant of wheat after cereal and by 24 mm as compared with the variant of wheat after clover crops. A difference in water supplies between subsoil variants is not significant. The values range from 107 mm in the variant of wheat after alfalfa to 115 mm in the variant of barley after wheat. The average supply of water in topsoil and subsoil (to 60 cm) is 235 mm in variants with barley. In variants with wheat, differentiation is carried out according to preceding crops. After alfalfa, water supplies are 203 mm and after barley 215 mm. According to the results it is evident that under wheat, water supplies are higher in subsoil whereas in barley, the situation is contrary. Average water supplies in topsoil as well as subsoil amount to 111 mm. Expressed dynamically, water supplies are differentiated according to variants. In topsoil, minimum values for particular variants were calculated from regression equations. In variant 1, the situation occurs in the last May decade with a water supply of 98 mm; in variant 2, water supply amounts to 90 mm in the first June decade; in variant 3, water supply amounts to 119 mm in the first June decade and in variant 4, minimum values with 121 mm occur in the second decade of May. The greatest changes in the water supply during April-July occur in the second variant, viz. a difference of 24 mm. In subsoil, minimum occurs in variant 1 in the second June decade with a supply of 101 mm, in variant 2 in the first June decade with a supply of 104 mm, in variant 3 in the second June decade with a supply of 110 mm and in variant 4, minimum occurs in the third June decade with a supply of 115 mm. The greatest change in the water supply during the studied period occurs in variant 4 through the difference of 28 mm.

Key words: water supply, winter wheat, spring barley, alfalfa, sugar beet, topsoil, subsoil, Luvic Chernozem

ÚVOD

Půdní režim vody významnou měrou ovlivňuje produkční schopnost půd a tvorbu výnosu kulturních plodin. Obsah vody v půdě patří k nejdynamičtějším půdním vlastnostem, mění se v širokém rozsahu od plného nasycení půdy až po extrémně nízké hodnoty, při kterých je voda v půdě přítomná v podobě molekulových filmů okolo půdních částic.

Vlhkostní režim černozemí je z agronomického hlediska málo příznivý. Během vegetační sezóny mají pěstované plodiny v jižních oblastech skoro pravidelně nedostatek vody. Zásoby využitelné vody jsou v černozemích v orniční vrstvě ve vegetační době nedostatečné, přičemž v suchých letních měsících se přístupná voda z této vrstvy odčerpává úplně (Bedrna, 1989). Dostatečné zásoby se v době vegetace vyskytují jen v krátkých časových úsecích a v letech bohatých na srážky.

Hodnocení zásob využitelné vody (ZV) v periodicky promyvném až nepromyvném režimu černozemí uvádí (Kutílek, 1966) ve vrstvě půdního profilu 0 – 20 cm: dobrá více jak 40 mm ZV, dostatečná 20 – 40 mm ZV, nedostatečná méně než 20 mm ZV. Glet (1962) pro ornici černozemí (0 – 30 cm) udává nejčastější celkovou zásobu vody od 80 do 100 mm.

Spotřebu vody rostlinami uvádí Penka (1985). U pšenice ozimé je to 230 mm (z toho v dubnu 35 mm, v květnu 65 mm, červnu 70 mm a červenci 60 mm), ječmene jarního 225 mm (z toho v dubnu 50 mm, v květnu 60 mm, červnu 70 mm a červenci 45 mm), vojtěšky 380 mm (z toho v dubnu 50 mm, v květnu 65 mm, červnu 50 mm, červenci 80 mm, v srpnu 75 mm a září 60 mm) a cukrovky 400 mm (z toho v dubnu 50 mm, v květnu 50 mm, červnu 60 mm, červenci 90 mm, v srpnu 90 mm a září 60 mm). I když se jedná o velmi přibližné hodnoty, měnící se podle výnosu jsou velmi užitečné pro relativní srovnání spotřeby vody plodinami a z uvedeného je zřejmé, že předplodina může výrazně ovlivnit zásobu vody pro další vegetační období.

MATERIÁL A METODY

Změny zásoby vody v ornici a podorníči byly sledovány v letech 1993 – 1999 na polyfaktoriálních pokusech Zemědělského výzkumného ústavu v Kroměříži, s.r.o. Oblast je klimaticky řazena do okrsku T3 (teplý, mírně vlhký) s průměrnou roční teplotou 8.7°C a ročním úhrnem srážek 599 mm. Půdy jsou černozemě luvické (Němeček, 2001) s hlubokou, strukturní, hlinitou ornici (obsah částic < 0,01 mm je 42 %). Výměnná reakce ornice (pH/KCl 6,45) je neutrální až mírně kyselá, sorpční komplex (V = 75 %) je nasycený. Zásoba přijatelného fosforu, draslíku i hořčíku je vysoká.

V devítihonném osevním postupu s 62,5 % zastoupením obilnin byly na variantách pšenice ozimá po ječmenu jarním – 1, pšenice ozimá po vojtěšce – 2, ječmen jarní po pšenici ozimé – 3 a ječmen jarní po cukrovce – 4 ve čtrnáctidenních intervalech, v období, od třetí dubnové do třetí červencové dekády (každý rok 7 odběrů), odebrány vzorky do Kopeckého válečků (vždy ve 3 opakováních) z hloubek 10 – 15 cm a 35 – 40 cm a stanovena zásoba vody (Jandák a kol. 1991) pro ornici (0 – 30 cm) a podorníči (30 – 60 cm). Na pokusných parcelách s pšenicí ozimou byla v letech 1993 a 1994 pěstována odrůda Hana, v letech 1995 až 1999 odrůda Samanta, na parcelách s ječmenem jarním po celou dobu sledování odrůda Akcent. Hnojeno bylo na jednotlivých variantách v průměru (N,P₂O₅, K₂O v kg/ha/rok): 1 – 61, 67, 101, 2 – 46, 67, 105, 3 – 9, 58, 95, 4 – 0, 55, 111. Za období sledování bylo na variantě 1 dosaženo průměrného výnosu 6,54 t/ha, na variantě 2 – 7,47 t/ha, na variantě 3 – 6,52 t/ha a na variantě 4 – 7,20 t/ha.

Za sledované části vegetačního období byla průměrná teplota, v letech 1993 – 1997 – 15,78°C a průměrná suma srážek 246 mm.

Vyhodnocení výsledků bylo provedeno analýzou variance (LSD test, P > 0,05) a časové změny regresní analýzou druhého stupně (testováno korelačním indexem) v programu Excel (Orvis 1996) a Statgraphics (Koschin a kol., 1992).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Průměrná zásoba vody v ornici se za sledované období pohybuje od 96 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 122 mm na variantě ječmen po cukrovce. Prokázány byly rozdíly mezi variantami s pšenicí a ječmenem, kdy pod ječmenem jsou zásoby vyšší o 16 mm ve srovnání s variantou pšenice po ječmeni, a o 24 mm proti variantě pšenice po vojtěšce (graf 1). Srovnání s literárními poznatky je obtížné, protože výsledky pochází z jiných lokalit a ve většině případů se autoři zabývají vlivem použitých technologií zpracování půdy a nikoliv ovlivněním osevním postupem (Fialová, 1994). Práce obdobného zaměření (Šimek a kol., 1958) jsou starého data ale výsledky z nejbližší sledované lokality z Ivanovic na Hané potvrzují naše zjištění o nejmenší zásobě vody v půdě po pěstované vojtěšce.

Tab. 1 Zásoba vody v ornici – průkaznost mezi variantami

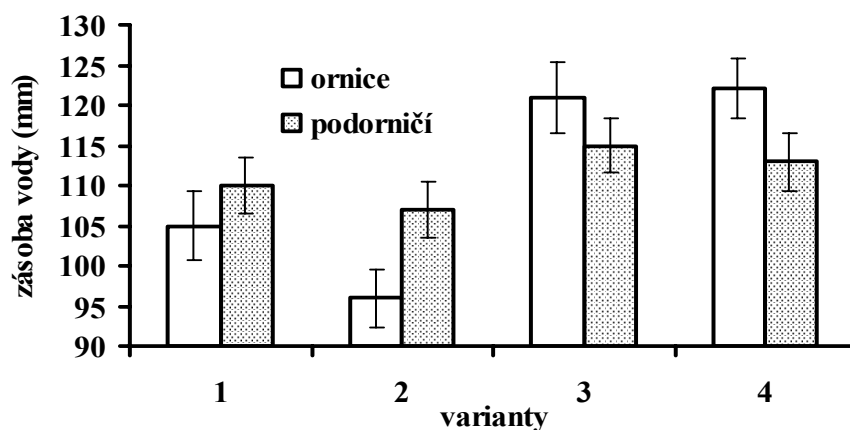
varianta	4	3	2
1	*	*	
2	*	*	
3			

Rozdíl v zásobě vody mezi variantami v podorníči je neprůkazný. Hodnoty se pohybují od 107 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 115 mm na variantě ječmen po pšenici (graf 1).

Průměrná zásoba vody v ornici a podorníči (do 60 cm) je na variantách s ječmenem 235 mm. Na variantách s pšenicí se diferencuje podle předplodin. Po vojtěšce je 203 mm a po ječmeni 215 mm. Z výsledků je patrné, že pod porosty pšenice je větší zásoba vody v podorníči, u ječmene je tomu naopak.

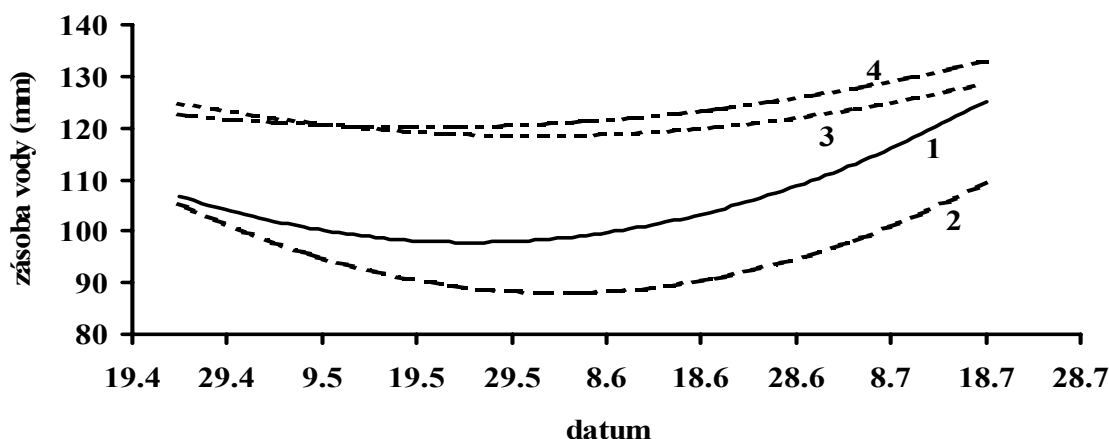
Změna rozdílné zásoby vody je patrná i z dynamického vyjádření (změny ve sledovaném období). V ornici byla minima pro jednotlivé varianty vypočtena z regresních rovnic (graf 2).

Graf 1 *Průměrná zásoba vody v ornici a podorničí*

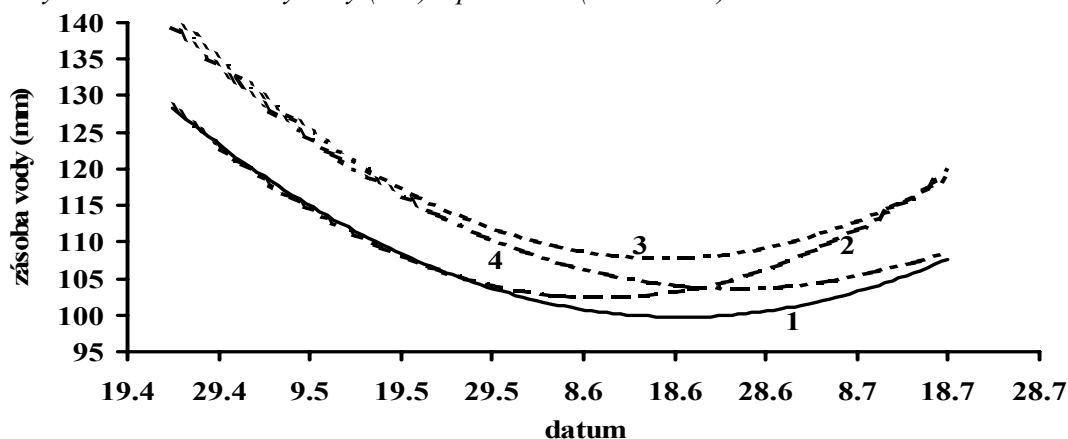


Na variantě pšenice po ječmenu (1) nastává minimum zásoby vody v poslední květnové dekádě, při zásobě 98 mm, na variantě pšenice po vojtěšce (2) v první červnové dekádě zásobou 90 mm, na variantě ječmen po pšenici (3) v první červnové dekádě zásobou 119 mm a na variantě ječmen po cukrovce (4) nastává minimum ve druhé květnové dekádě zásobou 121 mm. Tato zjištění jsou plně v souladu s výsledky uváděnými Šimkem a kol. (1958), kdy podle autorů minimum vlhkosti v Ivanovicích na Hané spadá do poslední dekády května až poloviny června. Největší změna zásoby vody během dubna až července je v ornici pod porosty pšenice po vojtěšce (2) s rozdílem 24 mm.

Graf 2 *Dynamika změn zásoby vody (mm) v ornici (0 – 30 mm)*



Graf 3 *Dynamika změn zásoby vody (mm) v podorničí (30 – 60 cm)*



V podorničí (graf 3) nastává minimum zásoby vody pod porosty pšenice po ječmeni (varianta 1) v druhé červnové dekádě, při zásobě 101 mm, na variantě pšenice po vojtěšce (2) v první červnové dekádě zásobou 104 mm, na variantě ječmen po pšenici (3) v druhé červnové dekádě zásobou 110 mm a na variantě ječmen po cukrovce (4) nastává minimum ve třetí červnové dekádě zásobou 115 mm. Největší změna zásoby vody je ve sledovaném období na 4. variantě rozdílem 28 mm.

ZÁVĚR

Sedmiletým (1993 – 1999) sledováním zásoby vody v ornici a podorničí černozemě luvické, na variantách: pšenice ozimá po ječmenu jarním – 1, pšenice ozimá po vojtěšce – 2, ječmen jarní po pšenici ozimé – 3 a ječmen jarní po cukrovce – 4 bylo prokázáno, že během vegetačního období:

- se průměrná zásoba vody v ornici pohybuje od 96 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 122 mm na variantě ječmen po cukrovce, mezi variantami s pšenicí a ječmenem je rozdíl v zásobě vody statisticky průkazný,
- rozdíl v zásobě vody mezi variantami v podorničí je neprůkazný. Hodnoty se pohybují od 107 mm na variantě pšenice po vojtěšce, po 115 mm na variantě ječmen po pšenici,
- v dynamickém vyjádření se zásoba vody diferencuje podle variant. Na variantě 1 nastává minimum zásoby vody v ornici v poslední květnové dekádě, při zásobě 98 mm, na variantě 2 v první červnové dekádě zásobou 90 mm, na variantě 3 v první červnové dekádě zásobou 119 mm a na variantě 4 nastává minimum ve druhé květnové dekádě zásobou 121 mm. Největší změna zásoby vody během dubna až července je na 2. variantě rozdílem 24 mm. V podorničí spadá minimum na variantě 1 do druhé červnové dekády, při zásobě 101 mm, na variantě 2 do první červnové dekády zásobou 104 mm, na variantě 3 do druhé červnové dekády zásobou 110 mm a na variantě 4 nastává minimum ve třetí červnové dekádě zásobou 115 mm. Největší změna zásoby vody ve sledovaném období je na 4. variantě rozdílem 28 mm.

LITERATURA

- Benetín, J.: Dynamika pôdnej vlhky. SAV Bratislava, 1970, 268 s.
- Bedrna, Z.: Podne režimy. Veda Bratislava 1989, 222 s.
- Fialová, J.: Vlhkost půdy během vegetace ozimé pšenice v závislosti na způsobech zpracování a předplodině. Rostl. Výr., 1994, roč. 40, č.6, s. 491 - 497.
- Glet, O.: Hydrologické vlastnosti hlavních půdních představitelů na pleistocenních sprašových pokryvech. (Kandidátská disertace) VÚRV Praha, 1962
- Jandák, J. a kol.: Cvičení z půdoznalství. VŠZ Brno, 1991, 213 s.
- Koschin, F. a kol.: Statgraphics aneb statistika pro každého. Grada Praha, 1992, 360 s.
- Kutílek, M.: Vodohospodářská pedologie. SNTL Praha, 1966, 275 s.
- Němeček, J. a kol.: Taxonomický klasifikační systém půd ČR. ČZU Praha, 2001, 79 s
- Orvis, W.J.: Microsoft Excel pro vědce a inženýry. Computer Press Brno, 1996, 498 s.
- Penka, M.: Transpirace a spotřeba vody rostlinami. Academia Praha, 1985, 250 s.
- Šimek, J. a kol.: Soustava základních agrotechnických opatření v rostlinné výrobě. ČAZV v SZN Praha, 1958, 331 s.

CENTRÁLNE KONCEPTY REGIÓNU CHVOJNICKÁ PAHORKATINA AKO VÝSLEDOK NEHIERARCHICKEJ KLASIFIKÁCIE ZÁKLADNÝCH PÔDNYCH PARAMETROV A-HORIZONTU

Central Concepts of the Chvojnická pahokatina as a Result of Non-hierarchical Classification of A-horizon Basic Parameters

Vladimír HUTÁR, Katarína POLTÁRSKA

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôd, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: hutar@vupu.sk, poltarska@vupu.sk

Abstrakt

Príspevok pojednáva o základných pôdnych parametroch (fyzikálnych: percentuálny obsah ílu, prachu, a piesku a chemických: pH(H₂O), percentuálny obsah CaCO₃ a Cox) v pôdnom A-horizonte z hľadiska metód numerickej taxonómie. Matematicko-štatistickými metódami nehierarchickej klasifikácie fuzzy k-mean sú vyčlenené 4 centrálné koncepty pôdneho A-horizontu charakterizujúce taxonomicky danú oblasť. Vytvorené koncepty sú porovnané spolu s pôdnymi jednotkami na úrovni pôdnych typov a druhov. Uvedený prístup rozoberá možnosti numerického spracovania dát vo viacrozmernom taxonomickom priestore, kde charakteristickí predstavitelia (centrálné koncepty) predstavujú reprezentatívne skupiny na tej istej hierarchii s postupným (spojitým) prechodom. Vizualizáciou hodnôt príslušnosti (membership values – MV) k centrálnym konceptom aplikáciou geoštatistických metód je možné graficky znázorniť difúzny (spojitý) prechod jednotlivých klasifikačných skupín – centrálnych konceptov. Základné pôdne parametre a ich spracovanie takto slúži ako podklad pre hodnotenie ostatných agronomických a environmentálnych vlastností pôd.

Kľúčové slová: spojitá klasifikácia, geochemické vlastnosti, ťažké kovy, mnohorozmerná analýza, fuzzy K-means metóda, geoštatistické metódy, Chvojnická pahorkatina

Abstract

The paper deals with the fundamental soil parameters, physical, (such as clay, silt and sand percentage) and chemical, (such as pH(H₂O), percentage carbonate and carbon content), occurring within the upper A-horizon, from numerical taxonomy methods point of view. By means of the mathematical and statistical methods of the non-hierarchic fuzzy k-mean classification, four central concepts of upper A-soil horizon are assigned, which taxonomically characterize each given area. The assigned concepts are compared with the classification types of soil units at the soil type level. The stated approach is thought to analyze feasibility of numerical data processing in the taxonomical environment, where characteristic specimens (in this case, central concept) characterize the representative groups at the same hierarchic level with the gradual (continual) transfer. Thus, the fundamental soil parameters and their processing can serve as a basis for assessment of other agronomical and environmental soil attributes.

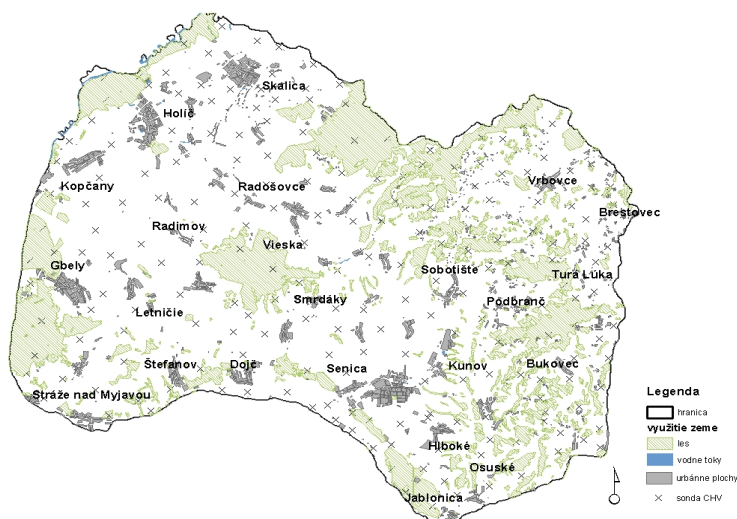
Key words: continuous classification, geochemical properties, multi-variable analysis, fuzzy K-means, Chvojnická pahorkatina

ÚVOD

Sledované územie Chvojnická pahorkatina patrí do oblasti Záhorská nížina, ktorá sa ako geomorfologický celok delí na jednotky nižšieho rádu, podcelok Unínska pahorkatina, Senická pahorkatina, Zámčisko a Skalický hájnik (Mazúr, Lukniš, in Atlas SSR). Sledované územie sa vyznačuje prevažne mierne zvlneným reliéfom, s nadmorskou výškou od 200 do 350 m n.m. (maximálna nadmorská výška 434 m Zámčisko). Prevažnú časť územia charakterizuje typický pahorkatinový reliéf s výskytom plochých chrbtov s rozvetvenými úvalinovitými dolinami. Hydrologicky patrí územie Chvojnickej pahorkatiny do povodia rieky Moravy a Myjavy. Poľnohospodárska pôda tvorí najväčšiu časť rozlohy regiónu, zvyšok predstavujú lesy a urbanizované zóny.

Základné pôdne analýzy (fyzikálne: percentuálny obsah ílu, prachu, piesku jemnozeme a chemické: pH(H₂O), percentuálny obsah CaCO₃ a Cox) v pôdnom A-horizonte spolu s ich priestorovými charakteristikami predstavujú údajovú bázu pre využitie poznatkov mnohorozmerných techník numerickej klasifikácie (*fuzzy k-means* algoritmus). Výsledky nehierarchickej klasifikácie sú interpolované ako 2D realizácia priestorovo závislej náhodnej premennej (*kriging*) vo forme postupných, difúzných areálov sledovaného regiónu.

Obr. 1 Hranice regiónu Chvojnická pahorkatina (využitie krajiny) a jej priestorové charakteristiky sledovaných odberových miest



MATERIÁL A METÓDY

Matematicko-štatistické prístupy spracovávaní numerických dát predstavujú v súčasnosti relatívne nové trendy interpretácie výsledkov meraných údajov. Výstupy spracovávaní vo veľkej miere aproximujú prirodzené správanie sa sledovaných vlastností – spojitý (difúzny) prechod centrálnych konceptov (klasifikačných centroidov charakterizujúcich sledovaný región) spolu s možnosťou vizualizácie v GIS prostredíach (Balkovič et al., 2003) metódami priestorovej interpolácie.

Spojité klasifikácia fuzzy k-means algoritmom

Algoritmus *fuzzy k-means* predstavuje zhľukovú matematicko-štatistickú techniku spracovania viacrozmerných objektov I_i s vlastnosťami P_p do explicitne zadaných k – tried, ktorá je založená na vzdialenosti v atribútovom priestore medzi štatistickým vektorom a centrálnym konceptom triedy c_k . Príslušnosť jednotlivých objektov k triedam je vyjadrená číselne hodnotou príslušnosti (*membership values* – MV), ktorá definuje nakoľko je objekt I_i zhodný s centrálnym konceptom triedy c_k . Matica M objektov $n \times c$ tried tvorená hodnotami príslušnosti $M = (m_{ik})$ musí spĺňať nasledovné predpoklady:

$$\sum_{k=1}^c m_{ik} = 1, i = 1, \dots, n$$

$$\sum_{i=1}^n m_{ik} > 0, k = 1, \dots, c$$

$$m_{ik} \in \langle 0, 1 \rangle, i = 1, \dots, n, k = 1, \dots, c$$

Zhľuky sú optimalizované iteračne minimalizáciou funkcie $J(M, C)$, ktorá je definovaná nasledovne (Bezdek 1981):

$$J(M, C) = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^c m_{ik}^\varphi d_{ik}^2$$

kde c je počet tried, n je počet objektov, m_{ik} je hodnota príslušnosti (MV) objektu i k triede k , φ je exponent fuzifikácie, d_{ik} je taxonomická vzdialenosť medzi hodnotou znaku objektu i a centroidom daného znaku triedy. Picardová iteračná metóda je použitá na odvodenie hodnôt centroidov tried (c_k) a hodnôt príslušnosti (MV) objektov k danému centroidu.

$$c_k = \frac{\sum_{i=1}^n m_{ik}^\varphi x_i}{\sum_{i=1}^n m_{ik}^\varphi}, k = 1, \dots, c$$

$$m_{ik} = \frac{d_{ik}^{-2/(\varphi-1)}}{\sum_{k=1}^c d_{ik}^{-2/(\varphi-1)}}, i = 1, \dots, n; k = 1, \dots, c$$

Geoštatistické metódy priestorovej interpolácie

Pri geoštatistických metódach (optimálna lineárna interpolačná metóda, známa ako kriging) priestorovej interpolácie sú hodnoty váh okolitých meraných parametrov určované tzv. variogramom, čo predstavuje centrálny nástroj geoštatistiky. Matematicky vyjadruje ako sa variabilita sledovanej vlastnosti mení so vzdialenosťou a smerom rozdeľujúc akékoľvek dva body premennej. Geoštatistické metódy takto predstavujú stochastickú metódu dvojrozmernej interpolácie, kde priestorovo závislá náhodná premenná $Z(\mathbf{x})$ v bode $\mathbf{x}(\mathbf{X}, \mathbf{Y})$ je vyjadrená sumou (i) štruktúrneho komponentu s konštantným priemerom, (ii) náhodným, ale priestorovo korelovaným rozptylom a priestorovo nekorelovaným náhodným šumom (Burrough et McDonnell 1998):

$$Z(x) = m(x) + \gamma(h) + \varepsilon'' \text{ pričom}$$

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n \{z(xi) - z(xi+h)\}^2$$

kde $m(\mathbf{x})$ je štruktúrny komponent, $\gamma(\mathbf{h})$ je semivariancia, ε'' je šum, n je počet párov bodov vlastnosti z oddelenou vzdialenosťou \mathbf{h} .

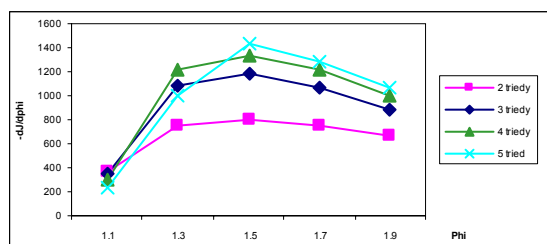
V prípade platnosti vnútornej hypotézy (podmienka platnosti ergodicity a stacionarity sledovanej veličiny) možno teda zjednodušene povedať, že rozdiely hodnôt medzi polohami sledovanej veličiny sú funkciou vzdialenosti medzi nimi.

Údajová báza základných pôdných vlastností pre 209 bodových údajov spolu s ich priestorovými charakteristikami predstavuje základnú vstupnú maticu pre mnohorozmerné analýzy. Základné pôdne analýzy predstavujú nasledovné charakteristiky: pH(H₂O), % obsah CaCO₃, % obsah Cox, % obsah ílu, prachu a piesku jemnozeme v A-horizonte. Analýza základných pôdných parametrov bola vykonaná v pôdných laboratóriách VÚPOP Bratislava. Priestorové charakteristiky sú stanovené na základe mapových podkladov mierky 1:50 000 (listy topografických máp).

Vstupná matica je spracovávaná algoritmom *fuzzy k-means* (Bezdek 1981) s nasledovným nastavením parametrov: Mahalanobisov koeficient podobnosti ako metrická miera „vzdialenosti“ a optimalizovaný fuzzy exponent na hodnotu $\varphi = 1.5$ pri 300 iteráciách s minimálnym kritériom $\varepsilon = 0,0001$. Extrémne prípady hodnôt fuzzy koeficientu (pre jednotlivý počet tried) sú uvedené v tab. 1, kde pre hodnotu $\varphi=1.1$ dochádza k „ostrej“ klasifikácii (členy klasifikačnej skupiny sú súčasťou 1 skupiny) a $\varphi = 1.9$, kde členy klasifikačnej skupiny sú súčasťou všetkých skupín rovnako.

Tab. 1 *Optimalizácia fuzzy exponentu ako maximum funkcie závislosti Phi od -dJ/dphi*

triedy, Phi	1.1	1.3	1.5	1.7	1.9
2	365	754	798	743	659
3	348	1 077	1 185	1061	888
4	303	1 216	1 331	1215	998
5	238	1 000	1 435	1281	1 060



Boli vybrané štyri reprezentatívne nehierarchické skupiny (centrálne koncepty) 4a, 4b, 4c, 4d spolu s ich charakteristikami základných pôdnych vlastností. Ako kritérium príslušnosti k jednotlivým konceptom boli použité hodnoty príslušnosti (MV – Membership values), kde hodnota blízka 1 vyjadruje najvyšší vzťah k charakteristikám centrálneho konceptu a naopak 0 najnižší vzťah. Klasifikácia prebehla v prostredí programu FuzMe v. 3. (Minasny et McBratney 2002). Metódami priestorového modelovania (ArcMap ESRI) boli vizualizované regióny vytvorených centrálnych konceptov s charakteristikou vzájomných difúzných prechodov podľa interpolovaných hodnôt príslušnosti. Vytvorené centrálne koncepty boli porovnané s klasifikovanými (MKSP 2000) pôdnymi jednotkami na úrovni pôdnych typov a druhov.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Štyri centrálne koncepty (ako výsledok nehierarchickej klasifikácie fuzzy *k-means*) charakterizujúce región Chvojnickej pahorkatiny sa vyznačujú nasledovnými základnými pôdnymi vlastnosťami (tab. 2):

Tab. 2 *Klasifikačné skupiny (centrálne koncepty) a ich charakteristiky základných pôdnych vlastností*

Trieda	pH _{H₂O}	CaCO ₃	Cox	íl	prach	piesok
4a	7,4	2,1	1,7	24,0	48,9	27,1
4b	5,9	1,2	2,0	11,6	18,6	69,8
4c	5,5	0,9	2,3	24,7	47,0	28,3
4d	7,1	2,5	2,6	33,4	41,1	25,6

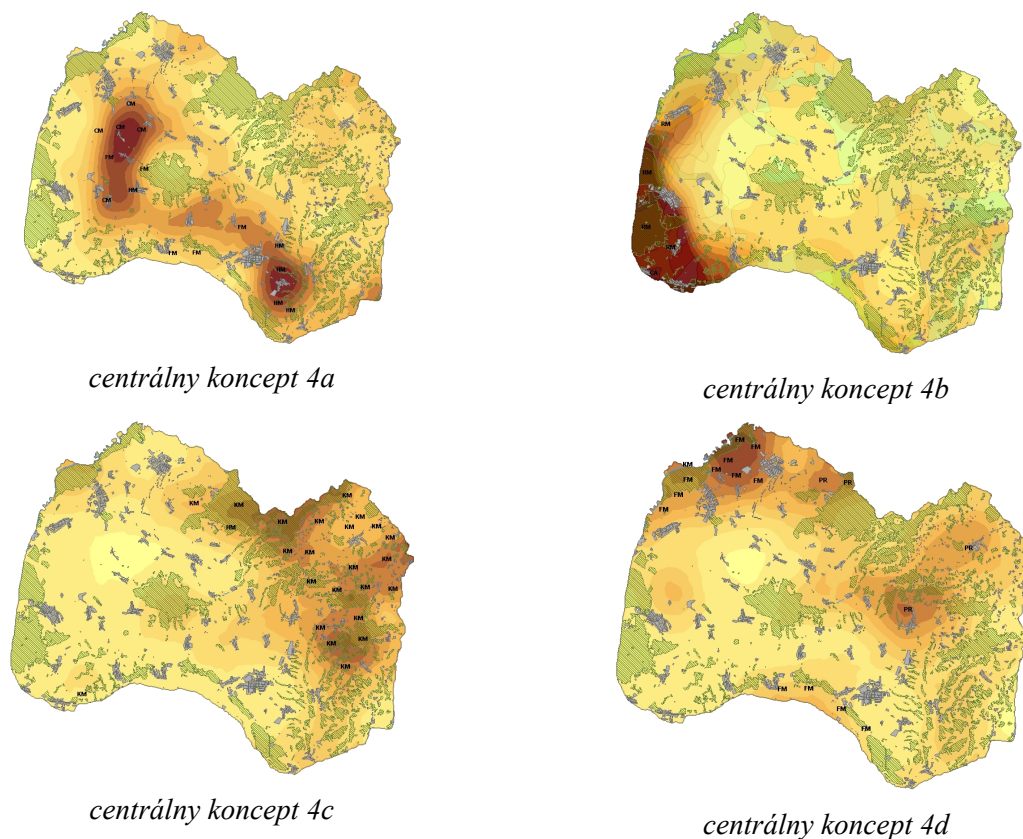
Skupina 4a sa vyznačuje predovšetkým spoločnou charakteristikou fyzikálnych vlastností. Tieto pôdy sú charakteristické vyšším podielom frakcie prachu v A-horizonte, ide predovšetkým o pôdy prachovito-hlinité a hlinité. Vyšší obsah karbonátov a tým pádom aj vyššie pH je charakteristické pre černozeme. Výskyt časti hnedozemí v tejto skupine je podmienený predovšetkým kultivačnými zásahmi ako je vápnenie a orba. Táto skupina je dobre diferencovaná z hľadiska pôdnych druhov, tvoria ju všetko zrnitostne stredné pôdy (sh 40 %, ssh 43 %). Zastúpenie pôdnych typov je oveľa širšie (FM, HM, ČM a i.)

Charakteristika skupiny 4b je určovaná predovšetkým vysokým obsahom piesku (69,8 %) v pôdnom A-horizonte. Obsah karbonátov je nižší ako pri 4a skupine, o čom svedčí aj nižšie pH. Táto klasifikačná skupina má výrazne priestorové rozšírenie v juhozápadnej časti regiónu, kde pokrýva predovšetkým oblasti výskytu regození (RM).

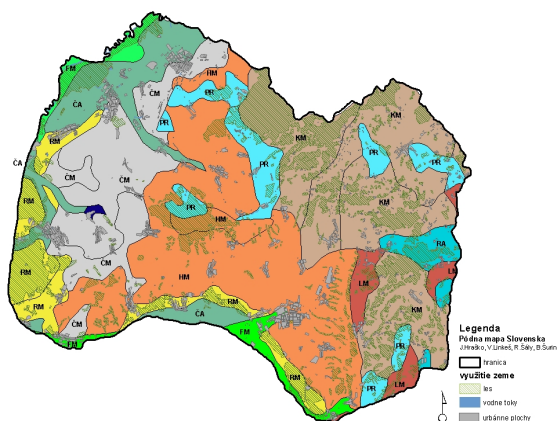
Veľmi dobre vydiferencovaná je skupina 4c s nasledovnými charakteristikami: nižšie pH (5,5), nulový (prípadne veľmi nízky) obsah karbonátov, vyšší podiel prachu (47,0 %) a vyrovnaný podiel piesku (28,3 %) a ílu (24,7 %). Táto skupina zahŕňa predovšetkým oblasť výskytu kambizemí (KM) a časť výskytu hnedozemí (HM).

Charakteristika skupiny 4d je podobná skupine 4a, oproti nej sa vyznačuje vyšším podielom karbonátov a vyrovnaným podielom zrnitostných frakcií. Rozšírenie tejto skupiny je viazané predovšetkým na SZ časť regiónu, kde pokrýva areál rozšírenia fluvizemí a čiernic. Táto klasifikačná skupina je charakteristická takisto pre oblasť rozšírenia pararendzín v centrálnej časti regiónu.

Obr. 1 *Priestorová interpretácia a vizualizácia areálov rozšírenia centrálnych konceptov s charakteristickým difúznym prelínaním v sledovanom regióne*



Obr. 2 *Pôdna mapa regiónu Chvojnická pahorkatina odvodená z pôdnej mapy Slovenska 1:400 000 (Hraško, J., Linkeš, V., Šály, R., Šurina, B., 1991)*



ZÁVER A DISKUSIA

Výsledkom numerickej, nehierarchickej klasifikácie šiestich základných pôdnych parametrov sú štyri klasifikačné skupiny (centrálne koncepty) charakterizujúce vlastnosti pôdneho A-horizontu v sledovanom regióne. Rozhodujúci vplyv pre determináciu klasifikačných skupín je obsah CaCO_3 a s tým spojené pH v ornici. Na základe týchto parametrov sú vyčlenené skupiny 4c a 4a, skupinu 4d vyčleňuje ešte charakteristika obsahu Cox.

Vplyv fyzikálnych vlastností je výrazný predovšetkým pri skupine 4b, čo je podmienené vysokým obsahom frakcie piesku časti vzoriek vstupnej matice.

Aj keď uvedené pôdne vlastnosti: chemické (pH/H₂O, % CaCO₃, % Cox) a fyzikálne (% obsah ílu, prachu a piesku) zďaleka nepostačujú na klasifikáciu pôdnych typov, existuje silná väzba vytvorených centrálnych konceptov a klasifikovaných pôdnych regiónov (či už sa jedná o pôdne typy alebo pôdne druhy). Okrem rozhodujúceho vplyvu pôdneho typu na determináciu klasifikačných skupín existuje samozrejme aj vplyv ostatných zásahov do A-horizontu, ako je vápnenie, orba a vplyv eróznio-akumulačných procesov.

LITERATÚRA

- Balkovič, J., Hutár, V., Skalský, R., 2003: Continuous soil classification and diffuse soil map creating by methods of fuzzy k-means. *Phytopedon* (Bratislava), Vol.2., 2003/1, p. 1-14.
- Bezdek, J.C., 1981: Pattern recognition with fuzzy objective function algorithms. Plenum Press, New York, 256 pp.
- Burrough, P.A., van Gaans, P.F.M., Hootsmans, R., 1997: Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries. *Geoderma*, 77: p. 115-135.
- Burrough, P.A., McDonnell, R.A., 1998: Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, New York.
- Hraško, J., Linkeš, V., Šály, R., Šurina, B., 1993: Pôdna mapa Slovenska. VÚPÚ Bratislava.
- Mazúr, E., Lukniš, M., 1980: Geomorfologické jednotky. In: Mazúr, E. red.: Atlas Slovenskej socialistickej republiky. SAV, SÚGaK Bratislava, s. 54-55.
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2002: FuzMe version 3. Australian Centre for Precision Agriculture, The University of Sydney, NSW 2006.
- Societas pedologica slovac, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska, Bazálna referenčná taxonómia, VÚPOP, Bratislava, 76 s.

KVALITA PŮDY POD MONOKULTUROU JEČMENE

Soil Quality under Barley Monoculture

Ľubica POSPÍŠILOVÁ, Eduard POKORNÝ, Eva NAVRÁTILOVÁ

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Ústav půdoznalství a mikrobiologie,
Zemědělská 1, 613 00 Brno, ČR, e-mail: lposp@mendelu.cz*

Abstrakt

Půdní organická hmota má nezastupitelnou roli při formování půdní úrodnosti a přispívá ke zpomalení či eliminaci degradačních procesů v půdě. Pokles obsahu humusu (zanedbávání organického hnojení, zanedbávání vápnění, intenzifikace zemědělské výroby, nevhodný osevný postup a redukce množství biomasy) a změny chemických vlastností půdy vedou často k nevratné destrukci. Půda tak ztrácí svou nejdůležitější vlastnost – úrodnost. Půdní vzorky byly odebrány na dlouhodobě vedených polních pokusech na ŠZP MZLU v Žabčicích z humusového horizontu (Am 0 – 15 cm) vždy na jaře a na podzim. Srovnávány byly varianty: Norfolk – 50 % obilnin a monokultura ječmene. Cílem práce bylo posoudit dlouhodobý vliv monokultury ječmene na obsah humusu, půdní reakci a na parametry půdního sorpčního komplexu (maximální kationtová výměnná kapacita, momentální obsah výměnných bází, stupeň sorpčního nasycení). Parametry půdního sorpčního komplexu byly stanoveny podle Melicha, celkový obsah humusu byl stanoven podle Walkley – Blacka (modifikace Novák, Pelíšek). Půdní reakce (aktivní a výměnná) byly stanoveny potenciometricky. Analýzou variace byly zjištěny statisticky průkazné rozdíly u všech sledovaných parametrů (humus, pH, kationtová výměnná kapacita, obsah výměnných bází, stupeň sorpčního nasycení) mezi monokulturou ječmene a Norfolkem – 50 % obilnin.

Klíčová slova: humus, půdní sorpční komplex, pH

Abstract

Soil organic matter plays an important role in soil fertility, prevention and elimination of soil degradation processes. Lack of humus (low organic manure, low carbonate content, intensification of agricultural production, not appropriate crop rotation system, reduction of biomass quantity) and changes in the soil colloidal complex caused the irreversible soil destruction. Soil has been lost the most important characteristic – its production. Soil samples were taken twice a year (spring, autumn) from the humus horizon (Am, 0 – 15 cm) from the long-term field experiments, MZLU Agricultural Enterprise in Žabčice. The effect of barley monoculture on to humus content, pH and parameters of soil colloidal complex was studied. For this reason we investigated the total humus content (since 1971 - 2003), cation exchange capacity (CEC), content of basic cations, sorption degree and pH. The parameters of soil colloidal complex were determined by the Mehlich method, humus content was determined according to Walkley – Black method (modification Novák, Pelíšek). Soil reaction was determined by potentiometric method. The study gave evidence that there are statistically significant differences in humus content, pH and all parameters of soil colloidal complex (CEC, content of basic cations, sorption degree) between the barley monoculture and Norfolk – 50 % crop rotation system.

Key words: humus, soil colloidal complex, pH

ÚVOD

Změny chemických vlastností půdy a změny v půdním koloidním komplexu jsou způsobeny jak vlivy vnějšího prostředí tak i vnitro-půdními činiteli. Každý půdní typ má vlastní dynamickou rovnováhu mezi obsahem minerální a organické části, mezi stabilizací a aktivací organických a minerálních látek.

Při stanovení souboru ukazatelů chemických vlastností a humusu vycházíme ze skutečnosti, že pro každý půdní typ je charakteristická zásoba humusu i jeho specifické složení a rozmístění v půdním profilu. Obdobně, jako u obsahu organického uhlíku v půdě existuje cyklická sezónní závislost, můžeme hovořit i o cyklické sezónní dynamice ostatních chemických vlastností půdy. Vlastnosti a charakter půdního sorpčního komplexu působí přímo na dynamiku humusu a na reakce rozkladu a syntézy organických látek což potvrzuje existence organo-minerálních komplexů v půdě. Protože obsah humusu vykazuje velkou prostorovou variabilitu jsou sorpční vlastnosti půdy závislé i na jeho kvalitě a na daném frakčním složení.

Cílem práce bylo sledovat vliv monokultury ječmene na celkový obsah humusu, na parametry půdního sorpčního komplexu (maximální kationtová výměnná kapacita, momentální obsah výměnných bází, obsah výměnného vodíku, stupeň sorpčního nasycení) a na půdní reakci. Zjištěné výsledky byly statisticky zpracovány.

MATERIÁL A METODA

Půdní typ byl klasifikován jako fluvizem glejová na aluviu Svratky. Obsah karbonátů je nižší než 0,5 %. Z hlediska zrnitostního složení se jedná o půdu středně těžkou až těžkou s obsahem jílnatých částic od 55 – 65 % a akumulovaným horizontem v hloubce 30 - 60 cm, kde se nachází až 75 % jílnatých částic (Klaška a kol., 1985). Půdní vzorky byly odebírány dvakrát ročně z humusového horizontu (Am, 0 – 15 cm) na dlouhodobě vedených polních pokusech, ŠZP MZLU v Žabčicích (založeno v roce 1970).

Více než třicetileté trvání polních pokusů dává záruku, že půdní prostředí je vlivem rozdílných systémů hospodaření (Norfolk – 5 % obilnin a Monokultura) diferencováno a dostatečně stabilizováno.

Celkový obsah humusu byl stanoven podle Walkley - Blacka (modifikace Novák – Pelíšek). Půdní reakce (aktivní a výměnná) byly stanoveny potenciometricky a parametry půdního sorpčního komplexu byly stanoveny podle Mehlicha (Jandák a kol., 1989). Soubor experimentálních výsledků byl statisticky zpracován a vyhodnocen analýzou variace (t-test).

VÝSLEDKY A DISKUSE

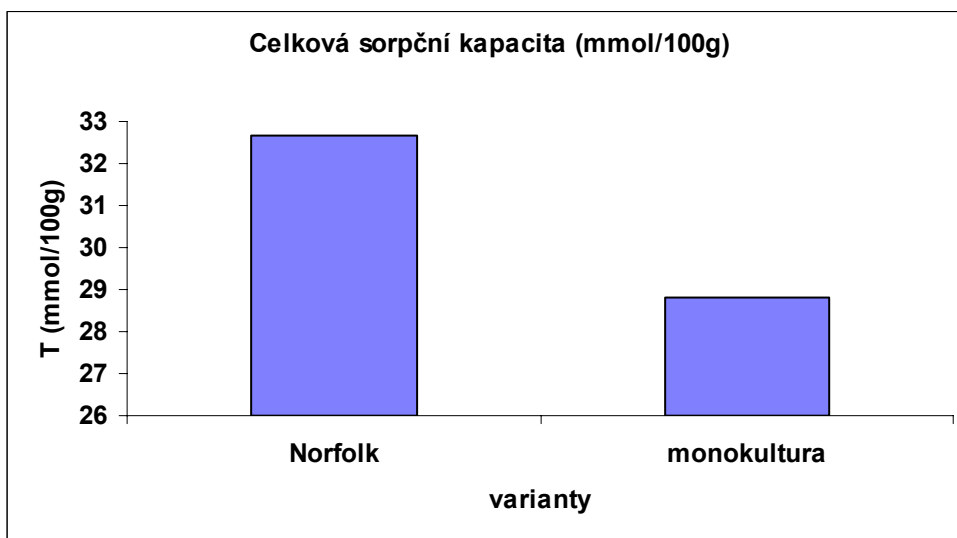
Sledované parametry nám poskytují bližší obraz o kvalitě půdního sorpčního komplexu a o kvalitě a kvantitě některých dílčích pedogenetických procesů, případně o vlastnostech půdy jako jsou vyluhování, zkulturnění, zvětrávání a pod. (tab. 1).

Tab. 1 *Průměrné hodnoty sledovaných vlastností a hladina průkaznosti rozdílů mezi variantami*

Sledovaná vlastnost	Norfolk	Monokultura	Hladina průkaznosti
Obsah humusu (%)	2,54	2,24	0,0006
Celková sorpční kapacita (mmol/100 g)	32,65	28,82	0,0000
Množství výměnných bází (mmol/100g)	26,40	20,39	0,0104
Relativní nasycenost sorpčního komplexu (%)	81,19	69,77	0,0082
Výměnná reakce (pH/KCl)	5,30	5,00	0,0007

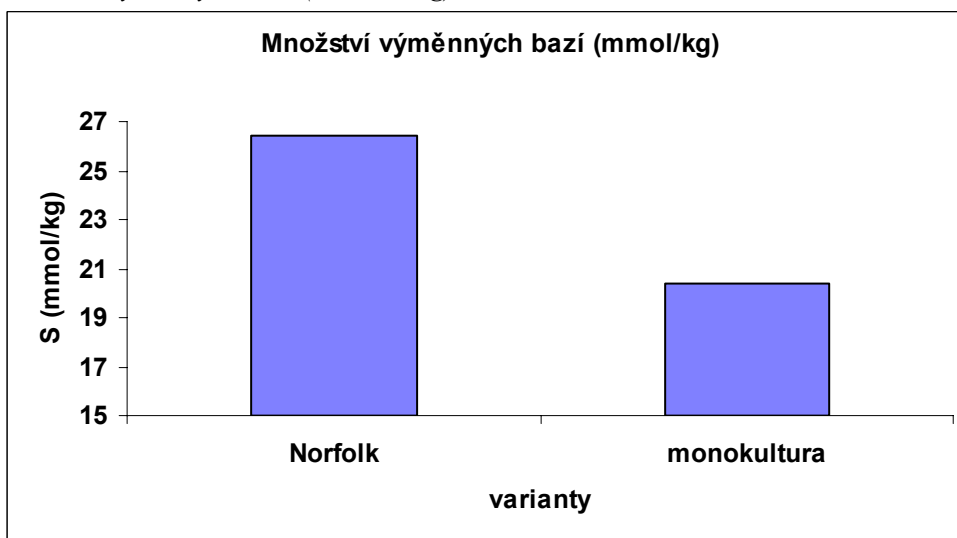
Hodnota maximální kationtové výměnné kapacity závisí na obsahu a kvalitě humusu a jílových částic. Od velikosti sorpční kapacity závisí jaké množství kationtů může půda poutat ve formě rostlinám lehce přístupné, tlumivost a schopnost půdy odolávat vyluhování bazických kationtů. Nižší hodnoty celkové kationtové výměnné kapacity byly zjištěny pod Monokulturou ječmene a vyšší hodnoty na variantě Norfolk (graf 1).

Graf 1 *Celková sorpční kapacita (mmol/100g)*



Statisticky průkazné rozdíly byly rovněž zjištěny u obsahu výměnných bází a stupně sorpčního nasycení (graf 2 a 3).

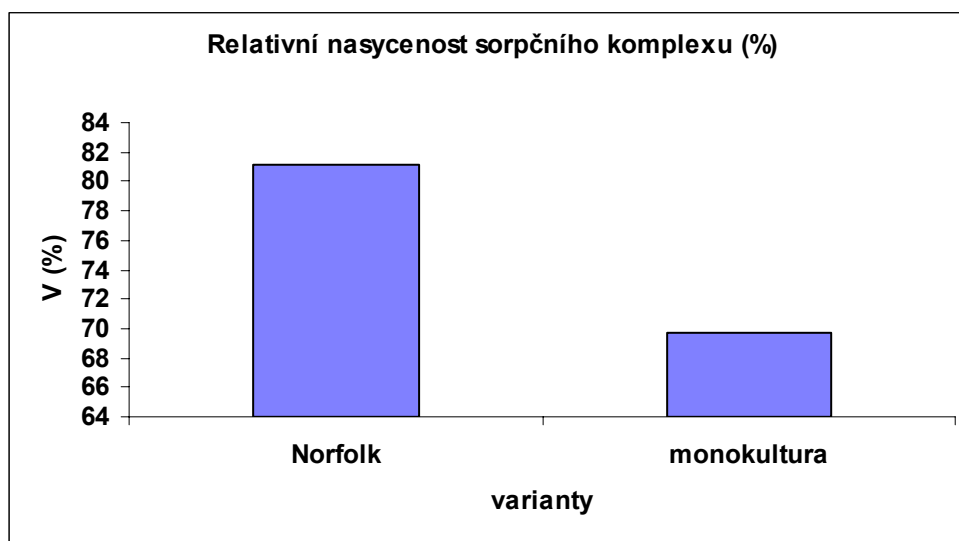
Graf 2 *Množství výměnných bází (mmol/100g)*



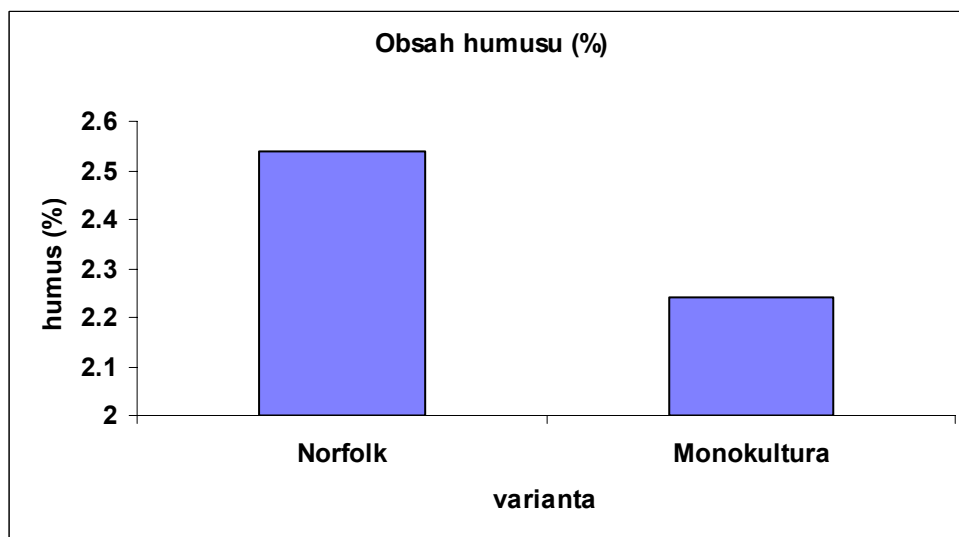
Pod Monokulturou ječmene byl dále zjištěn vyšší obsah výměnného vodíku a nižší stupeň sorpčního nasycení (< 75 %). Evidentní je postupné snižování obsahu humusu na Monokultuře (ve srovnání s Norfolkem). Statisticky průkazné rozdíly jsou uvedeny v grafu 4. Stratigrafické rozložení humusu v půdním profilu můžeme hodnotit jako rychle ubývající a zjištěná hloubka prohumóznění odpovídá hloubce zkulturnění půdy. Vyšší obsah humusu pod Norfolkem snižuje riziko acidifikace fyzikálního poškození (hlavně struktury) půdy při intenzivním využívání a kultivaci.

Výměnná půdní reakce na jednotlivých variantách pokusu je kyselé až slabě kyselé. Aktivní půdní reakce je neutrální až slabě kyselé. Statisticky průkazné rozdíly mezi variantami byly zjištěny u výměnné půdní reakce (graf 5). Když porovnáme zjištěné výsledky s výsledky půdní reakce za období 1975 – 1978 (Haslbach, 1975, 1980) je evidentní tendence postupného poklesu pH a acidifikace půdy pod Monokulturou.

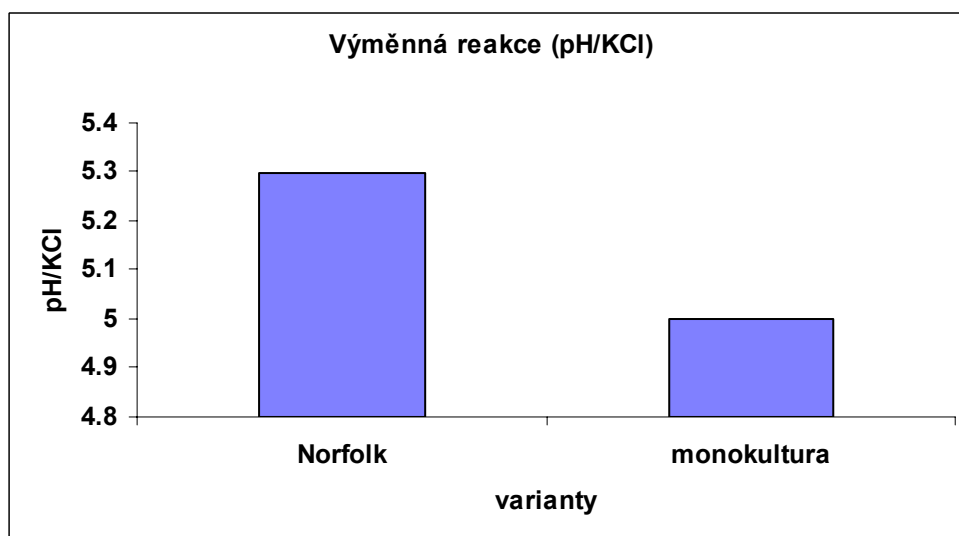
Graf 3 *Relativní nasycenost sorpčního komplexu (5)*



Graf 4 *Obsah humusu (%)*



Graf 5 *Výměnná reakce (pH/KCl)*



ZÁVĚRY

Na základě prezentovaných výsledků výzkumu můžeme konstatovat, že způsob hospodaření na půdě patří mezi antropogenní faktory, které mají přímý vliv na kvalitu půdy a její úrodnost. Pod Monokulturou ječmene dochází k postupnému poklesu obsahu humusu, půdní reakce a zhoršení kvality parametrů půdního sorpčního komplexu. Snižuje se nasycenost sorpčního komplexu a roste obsah výměnného vodíku což vede k postupné acidifikaci půdy.

V praxi je možné zjištěných poznatků využít zejména v novém pohledu na zařazení plodin do osevního postupu, zvýraznění potřeby organického hnojení, vápnění a tím zlepšování kvality půdy a stability půdního sorpčního komplexu.

Tato práce byla financována z výzkumného záměru MZLU v Brně, projekt MSM: 432100001.

LITERATURA

- Haslbach J., 1975: Dynamika chemických vlastností půdy. Dílčí závěrečná zpráva VI-13/8. VŠZ, Brno
Haslbach J., 1980: Dynamika chemických vlastností půdy v komplexu agrotechnických opatření u ječmene jarního. Závěrečná zpráva výzkumného úkolu VI-4-3-11-2. VŠZ, Brno
Jandák J. a kol., 1989: Cvičení z půdoznalství. VŠZ, Brno
Klaška F., Havlíčková B., 1975: Závěrečná zpráva výzkumného úkolu VI-4-10/2-11: Dynamika chemických vlastností půdy v komplexu agrotechnických opatření u jarního ječmene. VŠZ, Brno
Petříčková N., 1994. Využití výsledků dlouhodobých pokusů k vysvětlení změn půdního prostředí. Výzkumná zpráva 503/94/0338. VŠZ, Brno

HODNOTENIE POTENCIÁLU INFORMAČNÉHO SYSTÉMU O PÔDE NA PRÍKLADE MODELOVANIA ENVIRONMENTÁLNYCH FUNKCIÍ PÔD

Soil Information System Potential Assessment on Example of Soil Environmental Functions Modeling

Rastislav SKALSKÝ, Juraj BALKOVIČ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: skalsky@vupu.sk, balkovic@vupu.sk*

Abstrakt

Predkladaná práca sa prostredníctvom modelovania účelovo interpretovaných vlastností pôdneho krytu a ich priestorovej reprezentácie snaží o identifikáciu a hodnotenie operačného potenciálu informačného systému o pôde Výskumného ústavu pôdozvedectva a ochrany pôdy (ISP VUPOP) pre potreby komplexného hodnotenia a manažment krajiny. Na príklade hodnotenia hydrofyzikálnych vlastností pôd, prostredníctvom zvolených funkcií v modelovom území, boli porovnané výsledky aplikácie zvolených algoritmov tvorby odvodených údajov na hlavné existujúce údajové bazy o pôdnom kryte Slovenska – Digitálnu databázu výberových sond Komplexného prieskumu pôd (KPP-DB) a Digitálnu databázu pôdno-ekologických jednotiek (PEU-DB). Ako modelové územie bola vzhľadom na kontrastnosť pôdnych podmienok na relatívne malom území, ako aj dostupnosť doplnkových údajov o pôdnom kryte zvolená Záhorská nížina. Z výsledkov porovnania vyplýva, že hlavnou výhodou PEU-DB je vysoká úroveň detailu (výsledky v mierkach 1:10 000) spracovaných výstupov, nevýhodou je malá možnosť kvantifikácie údajov a výsledkov hodnotenia čo výrazne obmedzuje aplikáciu exaktných pedotransferových pravidiel (PTP) na túto údajovú bázu. Naopak, KPP-DB umožňuje aplikáciu exaktných PTP, ako aj aplikáciu moderných matematicko-štatistických metód. Nevýhodou KPP-DB však je problematická priestorová reprezentácia údajov a výsledkov (bodová georeferencovaná databáza).

Kľúčové slová: Funkcie pôdy, informačný systém o pôde, GIS, KPP-DB, PEU-DB, Záhorská nížina

Abstract

This paper is focused on identification and evaluation of operating potential of Soil Information System managed by Soil Science and Conservation Research Institute (ISP VUPOP) for complex assessment and management of soils. For this purpose we tried to model some interpreted soil cover properties and their spatial presentation. An example of evaluation of hydro-physical soil properties using selected soil functions is aimed to compare results of interpretation algorithms applied on existing digital databases on soil cover of Slovakia: Digital Database of Selected Soil Profiles of the Complex Soil Survey (KPP-DB) and Digital Database of Pedo-Ecological Units (PEU-DB). The Záhorská nížina Lowland has been chosen as the study area due to high variability of soil cover at relatively small area and also respecting availability of some additional data from this region. The results show that high level of detail in outputs (scale 1:10 000 M) as well as relatively wide possibilities of interpretation are a big advantage of PEU-DB. On the other hand, low rate of data quantification in PEU-DB highly reduces applying of exact pedo-transfer rules, contrary to KPP-DB, where also some modern statistical and mathematical algorithms can be used for data processing and evaluation. However KPP-DB is problematic for spatial presentation of data (point data). Geospatial raster presentations obtained by geostatistical methods offer a spatial estimation of evaluated

parameter loaded by statistical noise and error, whereas result raster in scale 1:200 000 M limits possibilities for evaluations in large scales.

Key words: Soil functions, soil information system, GIS, KPP-DB, PEU-DB, Záhorská nížina lowland

ÚVOD

Základným prvkom v systéme tvorby odvodených informácií o pôdnom kryte sú údajové bázy. Ich kvalita a operačné možnosti, spolu s dopytom a existujúcimi znalosťami (expertnými postupmi spracovávaní dát) určujú ich výsledný informačný potenciál. V neposlednom rade je to aj dopyt po informáciách, ktorý určuje úroveň spracovávaných výsledkov a ich aplikačnú oblasť. Vhodný rámec pre tvorbu kvalitatívne nových geo-referencovaných informácií o pôdnom kryte a aplikáciu celého spektra metód tvorby odvodených údajov o pôdnom kryte a metód vizualizácie na existujúce údajové bázy predstavujú geografické informačné systémy (GIS). Definovanie konceptu kvality pôdy a funkcií pôd v pôdoznanectve, vytvára rámec pre formulovanie duševných postupov, ktoré tvoria základ tvorby algoritmov spracovávaní údajov a aplikácie rôznych hodnotiacich metód.

Aj preto sa v predkladanom príspevku zaoberáme využitím dvoch, v rámci Informačného systému o pôde Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy (ISP VÚPOP) najvýznamnejších, údajových báz o poľnohospodárskych pôdach, pri hodnotení pôdneho krytu z hľadiska jeho hydrofyzikálnych vlastností, a to prostredníctvom účelovo navrhnutých funkcií pôd.

Funkcie pôdy sú v práci chápané ako viac, alebo menej komplexné, vo vzájomných interakciách vyjadrené vlastnosti pôd, vnímané najčastejšie vzhľadom na konkrétny účel. Funkcie pôd úzko súvisia s definovaním pojmu kvality pôd. *Kvalita pôdy* v našom ponímaní predstavuje schopnosť pôdy zabezpečovať všetky funkcie pôdy pri jej aktuálnom využívaní. Takto vnímaný koncept kvality pôdy potom predstavuje efektívny nástroj pre komplexné a systémové hodnotenie pôdy v rámci krajinného priestoru.

V príspevku sme na pozadí účelového hodnotenia vlastností pôdneho krytu (hodnotenia kvality pôdy vzhľadom na vodoochrannú funkciu – VPF a akumuláciu funkciu pôdy – APF) testovali možnosti aplikácie postupov tvorby odvodených údajov o pôdnom kryte na digitálne údajové bázy o poľnohospodárskej pôde.

VPF ako komplexná environmentálna funkcia pôdy vyjadruje potenciál pôdneho krytu pre pufráciu negatívnych vplyvov antropickej činnosti na podzemné vody (uvažovaná je plošná kontaminácia rizikovými prvkami). Výsledkom hodnotenia VPF je delimitácia a kvalitatívne hodnotenie pôdneho fondu. APF ako ekologická funkcia pôdy vyjadruje potenciál pôdy pre akumuláciu vody v zóne aerácie pôdy. Výsledkom hodnotenia je okrem delimitácie pôdneho fondu aj kvantifikácia definovaného potenciálu.

MATERIÁL A METÓDY

ISP VÚPOP a charakteristika hodnotených údajových báz o vlastnostiach poľnohospodárskych pôd

ISP VÚPOP predstavuje v rámci VÚPOP nástroj na archiváciu a spracovávanie digitálnych georeferencovaných údajov o vlastnostiach pôd a tvorbu informácií o pôdnom kryte Slovenskej republiky. ISP VÚPOP je základným prostriedkom vytvárania účelových priestorových informácií o pôdnom kryte Slovenska. Na tvorbu týchto výstupov využíva digitálne údajové bázy a rôzne postupy spracovávaní a interpretácie údajov. Z hľadiska priestorového a atribútového rozsahu môžeme za nosné údajové bázy považovať:

PEU-DB Databáza pôdno-ekologických jednotiek. Digitálna, georeferencovaná (S-JTSK) databáza vo vektorovej (typ: *polygón*), obsahuje údaje o priestorovej distribúcii syntetických mapovacích jednotiek (bonitované pôdno-ekologické jednotky – BPEJ) v rámci poľnohospodárskej krajiny Slovenska. BPEJ reprezentujú syntetické priestorové jednotky (na topickej úrovni) vybraných pôdných (pôdna jednotka, zrnitosť pôdy, obsah skeletu a hĺbka pôdy) a nepôdných parametrov (klimatický región, sklon a orientácia svahu). Údaje v PEU-DB sú účelovo kategorizované do nominálnej (pôdna jednotka,

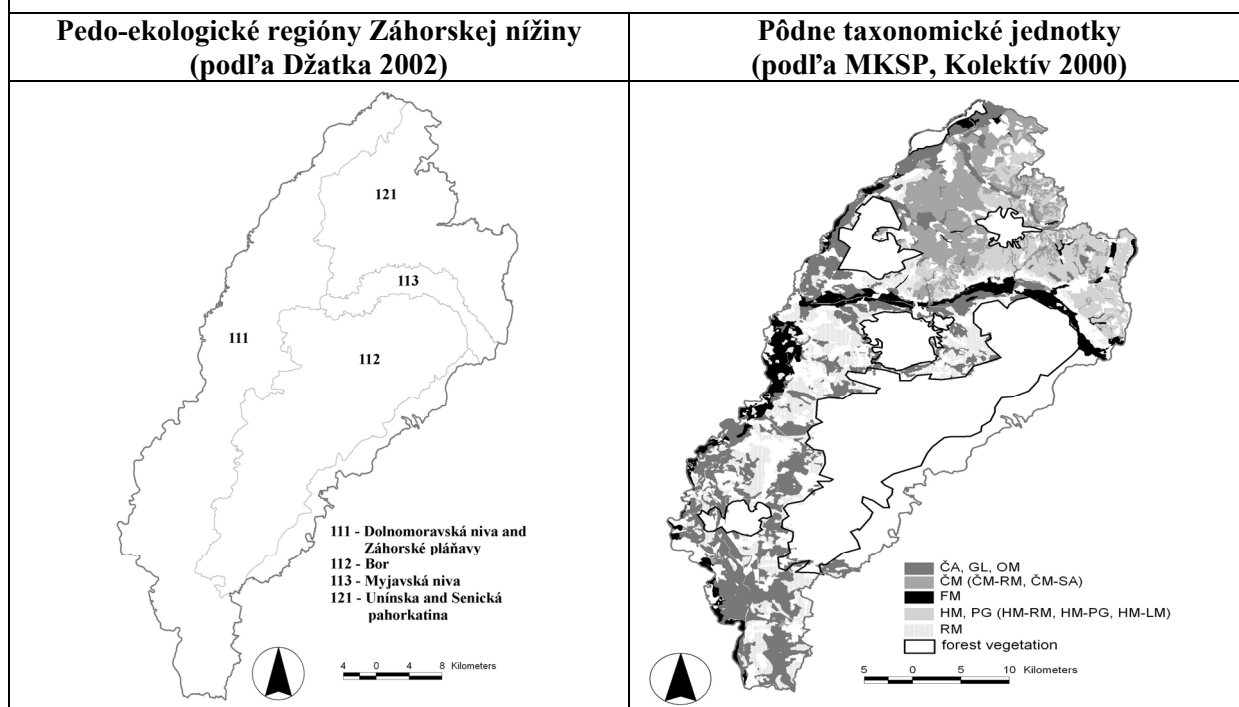
klimatický región, orientácia svahu), alebo ordinárnej (sklon svahu, pôdny druh, hĺbka pôdy a obsah skeletu), čo znižuje možnosti ich exaktnej kvantifikácie. V súčasnom období, vzhľadom na absenciu relevantnej digitálnej vrstvy, PEU-DB predstavuje základnú údajovú bázu pre hodnotenie priestorovej diferenciácie pôdneho krytu

KPP-DB Databáza výberových sond Komplexného prieskumu pôd (KPP). Digitálna, georeferencovaná (S-JTSK) databáza vo vektorovej (typ: *point*) dátovej reprezentácii, obsahuje profilové údaje o 17 741 pôdnych profiloch (tzv. výberových sondách, ktoré v rámci KPP slúžili na bližšiu charakteristiku vyhraničených pôdnych areálov, okrem výberových boli hodnotené aj základné a špeciálne sondy), ktoré rovnomerne pokrývajú celé územie poľnohospodárskych pôd Slovenska. Okrem profilových údajov (základných morfológických, pedochemických a fyzikálnych údajov o jednotlivých horizontoch) obsahuje aj všeobecné informácie o pôdnom profile (identifikácia a lokalizácia profilu, klasifikácia pôdy, pôdotvorný substrát). Časť údajov KPP-DB je štandardizovaná (všeobecné údaje, morfológické vlastnosti), avšak väčšina (analytické údaje, lokalizácia) sú uložené ako číselné hodnoty. V súčasnom období KPP-DB predstavuje základnú údajovú bázu o vlastnostiach pôd

Modelové územie

Ako modelové územie bola vzhľadom na kontrastnosť pôdnych podmienok na relatívne malom území, ako aj dostupnosť doplnkových údajov o pôdnom kryte zvolená Záhorská nížina. Záhorská nížina sa nachádza v juhozápadnej časti Slovenska a tvorí súčasť Viedenskej panvy. Jej západná až juhozápadná hranica je tvorená tokom Moravy, na severe hranicu tvoria Biele Karpaty, resp. Myjavská pahorkatina na severovýchode a z východu a juhu je ohraničená Malými Karpatami. V rámci Záhorskej nížiny sa uplatňujú pestré substrátovo-stanovištné podmienky, ktoré výrazne ovplyvňujú diferenciáciu pôdneho krytu (obr. 1).

Obr. 1 *Pedo-ekologické regióny Záhorskej nížiny a distribúcia najdôležitejších taxonomických pôdnych jednotiek v rámci poľnohospodárskych pôd*



Interpretácia údajov

Metódy interpretácie pôdných vlastností boli zvolené s ohľadom na charakter vstupných údajov ako systém logických pravidiel aplikovaných na kategorizované údaje PEU-DB a systém exaktne definovaných pravidiel pre odvodenie parametrov retenčnej krivky a výpočet zásob vody v zóne aerácie pôdy ktoré boli aplikované na analytické údaje KPP-DB. Výsledky interpretácie boli následne vhodným spôsobom vizualizované (KPP-DB ako polygóny vo vektorovej reprezentácii, KPP-DB po aplikácii interpolačných metód v rastrovej dátovej reprezentácii). Vizualizované výsledky boli následne porovnané.

Hodnotenie operačného potenciálu údajových báz

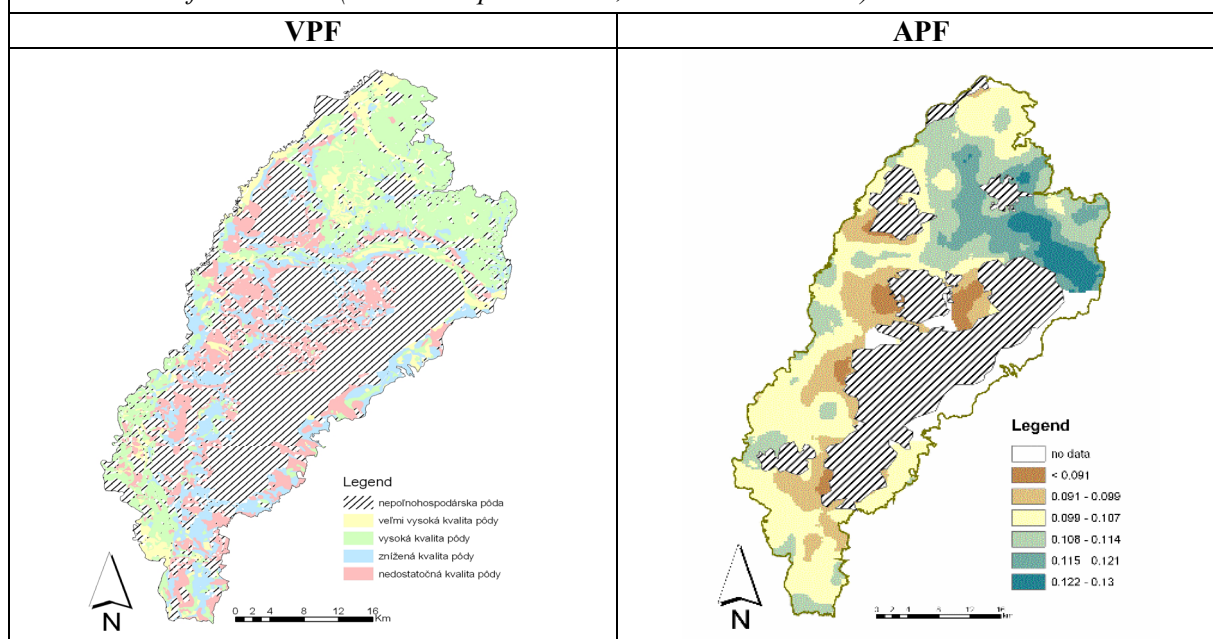
Operačný potenciál jednotlivých údajových báz bol na príklade účelovej interpretácie vlastností pôdneho krytu porovnaný prostredníctvom hodnotenia:

- potenciálu pre aplikáciu interpretačných metodík, možnosti aplikácie logických či exaktných metód hodnotenia (transférových funkcií), hodnotenie charakteru výstupných atribútov (dátový typ, možnosti kategorizácie výsledkov)
- možnosti priestorovej reprezentácie údajov a výsledkov aplikácie interpretačných metodík z hľadiska výstižnosti reprezentácie vlastností pôdneho krytu, správnosti spracovaného priestorového modelu a mierky spracovania.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledkom aplikácie použitých algoritmov tvorby odvodených údajov na vstupné dáta bola účelová delimitácia poľnohospodárskych pôd Záhorskej nížiny. Vizualizované výsledky delimitácie sú prezentované na obrázkoch. Priestorový model kvality pôdy vzhľadom na VPF, ako výsledok interpretácie údajov PEU-DB a priestorový model hodnôt zásoby vody v povrchovej vrstve zóny aerácie pôdy, ako kvantifikácia APF na báze údajov KPP-DB je na obrázku (obr. 2). Na základe spracovaných priestorových modelov (na báze PEU-DB a rastrovej reprezentácie KPP-DB) je zrejmé, že s ohľadom na zvolené parametre delimitácie, výsledky v hlavných rysoch rešpektujú pôdne a pôdno-ekologické pomery záujmového územia. Z praktického hľadiska výhodou takto vytvorených a účelovo interpretovaných údajov je možnosť ich priameho vstupu do hodnotiacich procesov vyššieho rádu (environmentálne hodnotenie krajiny).

Obr. 2 Priestorová model kvality pôdy vzhľadom na vodoochrannú funkciu pôd – VPF (vektorová reprezentácia) a distribúcia hodnôt zásoby vody v povrchovej vrstve zóny aerácie pôdy – kvantifikácia APF (rastrová reprezentácia, bunka rastra 200 m)



Potenciál údajových báz pre aplikáciu interpretačných metodík

Interpretačné metodiky pre odvodzovanie a kategorizáciu nových údajov z už existujúcich údajových báz o pôde môžeme označiť ako pedotransférové pravidlá (PTP). V rámci ISP VUPOP je účelné hovoriť o dvoch základných typoch PTP:

- Logické PTP** predstavujú skupinu relatívne jednoduchých logických pravidiel, ktoré môžu byť aplikované na štandardizované (nominálne, ordinárne údaje), či neštandardizované údaje (analytické hodnoty). Reprezentované sú najčastejšie ako systém dopytov (expertné logické matice) a kategorizačných tabuliek, na údajové bázy sú aplikované prostredníctvom programových nástrojov slúžiacich na spracovanie a manipuláciu s údajmi. Výstupom je kvalitatívne alebo semi-kvantitatívne štandardizovaný odvodený parameter. Logické PTP sú aplikované pri účelovom hodnotení VPF
- Exaktné PTP** predstavujú skupinu PTP reprezentovanú formou exaktných matematických zápisov, či systému zápisov, ktoré sú na údajové bázy aplikované buď priamo, alebo prostredníctvom vopred definovaných modelov či analýz (deterministických, stochastických). Výstupom je odvodenie nového kvantitatívneho parametra s možnosťou jeho ďalšej kategorizácie. Exaktné PTP sú aplikované pri účelovom hodnotení APF

PEU-DB predstavuje vzhľadom na typ vstupných údajov (štandardizované nominálne a ordinárne údaje) údajovú bázu na ktorú môžu byť aplikované iba logické PTP. Pre PEU-DB bol vytvorený systém logických PTP, ktorých výsledkom je hodnotenie kvality pôdy vzhľadom na VPF. VPF bola definovaná ako komplexná pôdna funkcia, ktorá vyjadruje potenciál pôdneho krytu pre pufráciu negatívnych vplyvov antropickej činnosti na podzemné vody, vyjadrená je formou skórovania čiastkových parametrov hodnotenia ako:

$$\mathbf{WPF} = (11 - \mathbf{PARAMETER\ 1}) + \mathbf{PARAMETER\ 2} + \mathbf{PARAMETER\ 3} + \mathbf{PARAMETER\ 4}$$

kde parameter 1 – 4 vyjadrujú čiastkové parametre kvalitatívneho hodnotenia pôdy:

- Parameter 1 Priepustnosť pôd** – predstavuje hodnotenie transportnej funkcie pôd vzhľadom na prienik povrchových vôd pôdou do nižšie ležiacich vrstiev. Kointerpretované bolo zrnitosťné zloženie a obsah skeletu ako kvalitatívne ukazovatele hodnoteného parametra. Výsledné kvalitatívne hodnoty boli vážené hodnotou hĺbky pôdneho profilu (ako mierou intenzity prejavu daného parametra)
- Parameter 2 Retenčná schopnosť pôd** – predstavuje hodnotenie retenčnej funkcie pôd vzhľadom na vodu. Parameter čiastočne zohľadňuje aj potenciál pôdy pre transformačnú funkciu. Interpretovaný bol odhad poľnej vodnej kapacity (PVK) ako kvalitatívneho ukazovateľa, ktorý bol vážený hĺbkou pôdy (ako mierou intenzity pôsobenia daného parametra)
- Parameter 3 Obsah organickej hmoty** – predstavuje parciálne hodnotenie transformačnej a retenčnej funkcie pôd vzhľadom na rizikové látky v prostredí. Interpretovaný bol priemerný obsah organickej hmoty v pôde (obsah humusu)
- Parameter 4 Vlastnosti sorpčného komplexu** – predstavuje parciálne hodnotenie retenčnej a transformačnej funkcie pôd vzhľadom na rizikové látky v prostredí. Kointerpretované boli nasýtenosť sorpčného komplexu a kationová výmenná kapacita pôd (vyjadrujúce potenciál pôdy pre transformáciu a retenciu) a hodnoty výmennej pôdnej reakcie (ako ukazovatele reálnej chemickej rovnováhy – stavu v pôde)

Pre potreby interpretácie pôdnych vlastností vzhľadom na parametre 2, 3 a 4 boli použité aj priemerné hodnoty niektorých analytických vlastností získaných štatistickým spracovaním KPP-DB

(pre obsah humusu, výmennú pôdnu reakciu a kationovú výmennú kapacitu), a pre hodnoty retenčnej vodnej kapacity získané aplikáciou kalibračnej databázy a modelu Rosetta (Schaap et al., 1997). K atribútovej databáze PEU-DB boli pridané prostredníctvom relácie na základe zvoleného identifikátora (hlavná pôdna jednotka a pôdny druh).

Interpretačná metodika bola navrhnutá ako systém databázových dopytov aplikovaných na vstupné údajové zdroje (obr. 3). Do procesu expertnej interpretácie (resp. kointerpretácie) vstupovali kvantitatívne alebo kvalitatívne údaje o pôde (parametrizované do nominálnej alebo ordinárnej škály). Výsledkom bolo získanie semikvantitatívnej kategorizácie prvého rádu (škála 1 – 10) pre jednotlivé hodnotené parametre. Získané hodnoty prvého rádu následne vstupovali jednak do výpočtu potenciálu pôdy vzhľadom na VPF (skóre), a potom aj do procesu kategorizácie druhého rádu, kde hodnoty prvého rádu vstupných parametrov a (resp. skóre) boli pre potreby vizualizácie klasifikované do štyroch kategórií podľa klesajúceho potenciálu vzhľadom na hodnotený parameter či skóre (A, B, C, D).

Obr. 3 Príklad aplikácie logických PTP pre Parameter 1

A. PARAMETRIZÁCIA A VÝPOČET VSTUPNÝCH ÚDAJOV:		
Kódovanie hodnôt obsahu skeletu, zrnitosti a hĺbky pôdy		
SKELET		
položka (peu_db)	kategorizácia	bodová hodnota
bez skeletu	<10%	1
slabo skeletovitá	10 - 25%	2
stredne sleletovitá	25 - 50%	3
silno sleletovitá	>50%	4
HĽBKA		
položka (peu_db)	kategorizácia	bodová hodnota
hlboké pôdy	>60cm	1
stredne hlboké pôdy	30 - 60cm	2
plytké pôdy	<30cm	3
hlboká, stredná, plytká		4
ZRNITOSŤ		
položka (peu_db)	kategorizácia	bodová hodnota
ľahké pôdy	P,HP	1
stredne ťažké pôdy - ľahšie	PH	2
stredne ťažké pôdy	H	3
ťažké pôdy	IH	4
veľmi ťažké pôdy	IV,I	5

B. KATEGORIZÁCIA PRVÉHO RÁDU:					
Parciálne hodnotenie kvalitatívnych ukazovateľov parametru – kombinácia zrnitosti a skeletovitosti pôd (zrn_skel)					
skelet/zrnitosť	1	2	3	4	5
4	1	1	3	6	8
3	1	2	4	7	9
2	1	2	5	8	10
1	2	3	6	9	10

Váženie výsledkov parciálneho hodnotenia hodnotou hĺbky pôdy (zohľadnenie miery intenzity pôsobenia parametru) – výsledná hodnota a kódovanie										
hĺbka / zrn_skel	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3	1	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2,4	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	10

C. KATEGORIZÁCIA DRUHÉHO RÁDU:		
Kategorizácia hodnôt skórovania pre Parameter 1		
kód	hodnoty	hodnotenie
A	8,9,10	slabo priepustné pôdy
B	4,5,6,7	priepustné pôdy
C	1,2,3	veľmi priepustné pôdy

Použitelnosť výsledkov aplikácie interpretačnej metodiky na údajovú bázu (obr. 2) bola okrem zvoleného účelu definovaná úrovňou kategorizácie v priebehu hodnotenia. Po aplikácii logických PTP bola možnosť ďalšej kategorizácie interpretovaných údajov výrazne obmedzená už definovanými kategóriami, kvantifikácia výsledkov nebola s výnimkou hodnotenia plošného zastúpenia pôd v jednotlivých kategóriách možná. Tento nedostatok bol čiastočne eliminovaný už pri návrhu interpretačnej metodiky formou viacstupňovej kategorizácie (obr. 3), ktorá umožňuje určitú vôľu v kategorizácii výsledkov (využitie rôznej úrovne atribútového detailu, obr. 4).

Vo všeobecnosti je možné konštatovať, že hlavným nedostatkom aplikácie logických PTP je vysoká miera subjektivity pri expertnom hodnotení a kategorizácii údajov a obmedzené možnosti

ďalšej práce s výsledkami. Výhodou je relatívne nenáročné definovanie a aplikácia logických PTP vhodných pre dátovú štruktúru údajovej bázy.

KPP-DB predstavuje vzhľadom na typ vstupných údajov (neštandardizované analytické údaje o vlastnostiach pôdneho profilu) údajovú bázu na ktorú môžu byť aplikované tak logické ako aj exaktné PTP. Pre KPP-DB bol vytvorený systém pozostávajúci z viacerých exaktných PTP, ktorých výsledkom je kvantifikácia APF prostredníctvom zvoleného parametra. APF bola definovaná ako ekologická funkcia pôdy, ktorá vyjadruje potenciál pôdy pre akumuláciu vody v zóne aerácie pôdy. Vyjadrená je prostredníctvom potenciálnej zásoby vody [mm] v povrchovej časti zóny aerácie pôdy ako:

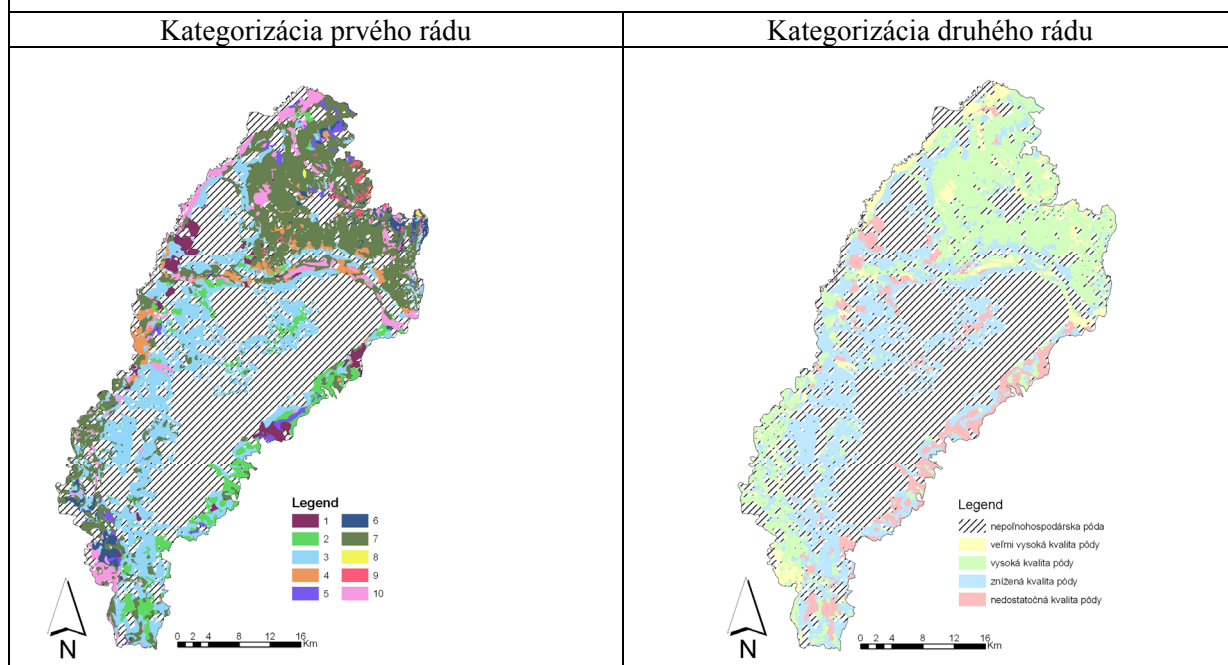
$$W = 1000 (\Theta_{FWC} - \Theta_{WP}) \cdot h \quad [\text{mm}],$$

kde Θ_{PVK} a Θ_{BV} vyjadrujú vlhkosť pôdy pri hodnotách hydrolimitov poľnej vodnej kapacity (PVK) a bodu vädnutia (BV), h je hodnotená hĺbka. Hodnoty hydrolimitov boli vyrátané z parametrov retenčnej krivky pomocou vzťahu (van Genuchtenova rovnica):

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha |h_w|)^n} \right]^m \quad [\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}],$$

kde θ_r je aktuálna vlhkosť pôdy [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$], h_w je potenciál pôdnej vody [cm], θ_s je nasýtená vlhkosť pôdy [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$], θ_r je reziduálna pôdna vlhkosť [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$], α a n sú tvarové parametre aproximačnej funkcie a m je rovné $1-1/n$.

Obr. 4 Porovnanie úrovne atribútového detailu pri rôznej úrovni kategorizácie – Parameter 1 vodoochrannej funkcie pôd (PEU-DB)



Vstupné parametre pre výpočet hydrolimitov (θ_r , θ_s , α , n) boli vypočítané prostredníctvom modelu Rosetta (Schaap et al., 1997) z údajov o zrnitosti a prostredníctvom pedotransférových pravidiel odvodených hodnôt objemovej hmotnosti a pôdnej vlhkosti pri potenciály 33 a 1 500 kPa. Pedotransférové pravidlá (multilineárna regresia) boli pre podmienky Záhorskej nížiny definované na základe údajov o meraných hodnotách parametrov retenčných kriviek (Šútor et al., 2001), model Rosetta bol kalibrovaný podľa publikovaných údajov (Orfánus et al., 2003).

Zrnitostné kategórie pôd, ako aj ostatné vstupné hydrologické parametre boli priestorovo interpolované použitím interpolačnej metódy *ordinary kriging* (celkom bolo na interpoláciu použitých 840 bodov), hydrolimity a zásoba vody v povrchovej časti zóny aerácie pôdy boli vyrátané z interpolovaných rastrov (bunka rastra 200 m) prostredníctvom nástrojov rastrovej algebry v prostredí GIS.

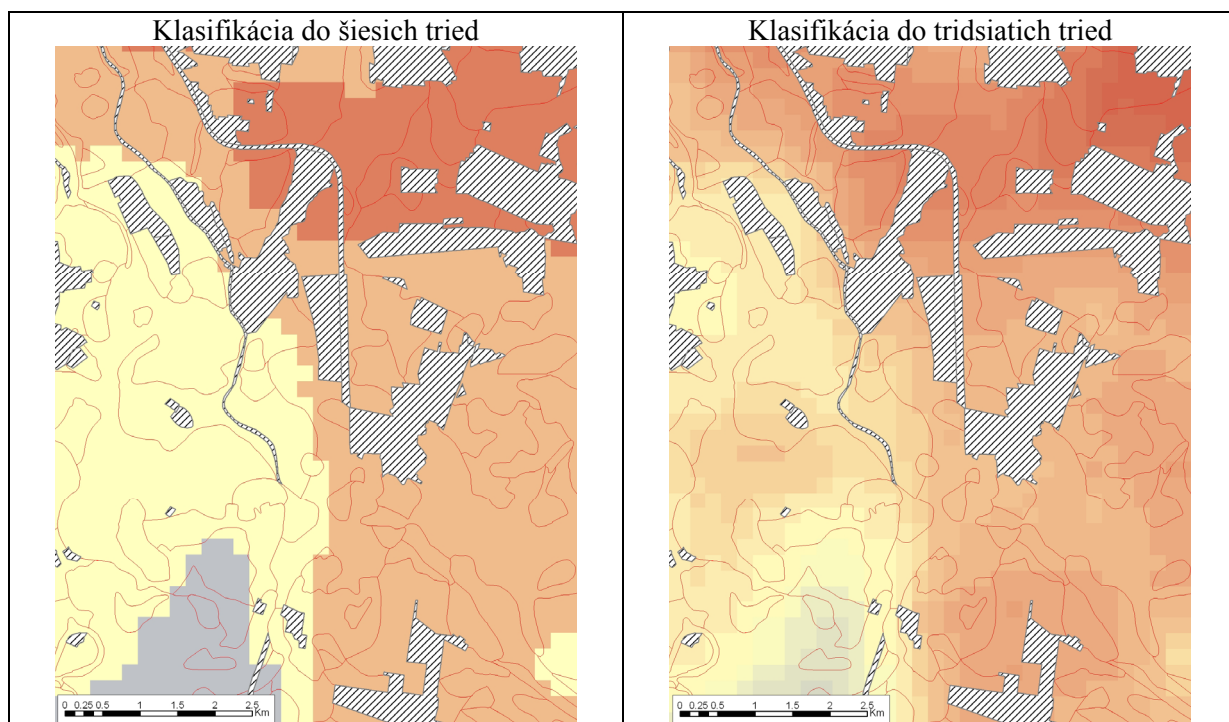
Použitelnosť výsledkov aplikácie interpretačnej metodiky na údajovú bázu bola definovaná iba zvoleným účelom spracovania. Obmedzenia vyplývajúce z charakteru získaných údajov neboli identifikované. Výsledkom aplikácie exaktných PTP bolo získanie číselných hodnôt danom intervale. Týmto je okrem ľubovoľnej kategorizácie získaných hodnôt (obr. 5) umožnený aj vstup získaných údajov do ďalších výpočtov.

Vo všeobecnosti je možné za hlavnú výhodu aplikácie exaktných PTP je získanie kvantitatívnych údajov, ktoré môžu byť ľubovoľne kategorizované, alebo vstupovať do ďalších a nízku mieru subjektivity dosiahnutých výsledkov. Hlavnou nevýhodou sú vysoké požiadavky na kvalitu vstupných údajových báz.

Možnosti priestorovej reprezentácie údajov a výsledkov aplikácie interpretačných metodík

Z hľadiska priestorovej reprezentácie predstavuje PEU-DB údajovú bázu vo vektorovej dátovej reprezentácii typu *polygón*, ktorá je použiteľná vo veľkých až stredných mierkach. Možnosť aplikácie pri tvorbe priestorových modelov je bezproblémová, údajová báza môže priamo vstupovať do analýz v prostredí GIS. KPP-DB predstavuje údajovú bázu vo vektorovej dátovej reprezentácii typu *point*.

Obr. 5 *Priestorový a atribútový detail rastrového modelu distribúcie hodnôt zásoby vody v zóne aerácie pôdy a jeho porovnanie s priestorovým detailom PEU-DB (červená línia – mapovacie jednotky PEU-DB)*



Možnosť aplikácie pri tvorbe priestorových modelov v prostredí GIS je podmienená predchádzajúcou interpoláciou. Výsledky interpolácie sú priestorovo reprezentované ako georeferencované rastre (bunka rastra 200 m), použiteľné pri stredných až malých mierkach. Porovnanie priestorovej reprezentácie PEU-DB a KPP-DB je uvedené na obrázku (obr. 5).

Výhodou vektorovej reprezentácie údajov v ISP VUPOP je relatívne vysoká úroveň správnosti priestorového modelu v danej mierke. Polygóny reprezentujú vyčlenené areály pôdnych jednotiek, tak ako boli spracované pôdoznalcom (predpokladaná je samozrejme určitá odborná úroveň pôdoznalca).

Nevýhodou je ostré (nespojité) priestorové definovanie areálov pôdnych jednotiek nerešpektujúce prirodzený spojitý charakter vlastností pôdneho krytu.

Výhodou rastrovej reprezentácie v ISP VUPOP je, že zohľadňuje prirodzený spojitý charakter vlastností pôdneho krytu a umožňuje vhodnú reprezentáciu výsledkov kvantitatívneho modelovania údajov. Nevýhodou je, že výsledky sú vytvorené metódami interpolácie a predstavujú iba viac, či menej presný odhad hodnôt parametrov v danom mieste. Tento odhad je navyše zaťažený chybou a tiež sa nedá očakávať, že interpolačné metódy budú aplikovateľné celoplošne. Ich aplikovateľnosť a kvalita výsledkov je totiž závislá od hustoty a distribúcie vstupných údajov v záujmovom území.

ZÁVER

Z hľadiska hodnotenia potenciálu ISP VUPOP na základe modelovania funkcií pôd je možné konštatovať, že nosné údajové bázy ISP VUPOP (KPP-DB, PEU-DB) predstavujú potenciál pre tvorbu odvodených informácií o pôdnom kryte. Vo všeobecnej rovine nie je možné ani jednu z hodnotených údajových báz považovať za vhodnejšiu pre interpretáciu pôdnych vlastností.

PEU-DB je údajová báza s dobrou priestorovou reprezentáciou umožňujúcou tvorbu výstupov vo veľkých až stredných mierkach. Štandardizácia atribútových údajov (nominálne a ordinárne hodnoty) však výrazne obmedzuje (či znemožňuje) aplikáciu exaktných PTP, čo sa odráža na aj na charaktere výstupov. Odvodené údaje sú už vopred kategorizované a s výnimkou plošného hodnotenia nekvantifikovateľné.

KPP-DB je údajová báza s kvalitnými atribútmi (kvantitatívne analytické údaje) na ktoré je možné aplikovať široké spektrum exaktných PTP. Získané údaje sú kvantitatívne s možnosťou účelovej kategorizácie, alebo vstupu odvodených údajov do ďalších výpočtov. Problematická je priestorová reprezentácia KPP-DB, pretože hustota bodov (resp. rozlíšiteľnosť odvodených rastrov) zodpovedá malým až stredným mierkam.

Vzhľadom na uvedené skutočnosti za nedostatočné v rámci ISP VUPOP je možné považovať fakt, že pri súčasnej dostupnosti údajov o pôde je výrazne obmedzená tvorba exaktných odvodených údajov vo veľkých mierkach. Pri odvodzovaní vlastností pôdneho krytu v stredných a malých mierkach je potenciál ISP VUPOP aj pri súčasnom stave údajových báz dostatočný a predstavuje efektívny nástroj na účelové hodnotenie pôdneho krytu.

LITERATÚRA

- Balkovič J., Orfánus T., Skalský R., 2004: Potential Water storage capacity of the root zone of cultural phytocoenoses – A quantification of soil accumulation function. *Ekológia* (Bratislava), 2004 (v tlači)
- Džatko, M., 2002: Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologické regióny Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 88 pp.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, SPS, Bratislava, 76 pp.
- Orfánus, T., Balkovič, J., Skalová, J., Šútor, J., 2003: A method for creating spatial maps of retention soil properties using Information System of Soils (in Slovak). 11th International Poster Day: Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop, Canopy-Atmosphere, Bratislava, p. 427 – 440.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., Van Genuchten, M. Th., 1997: A Bootstrap-Neural Network Approach to Predict Soil Hydraulic Parameters. Proc. of International Workshop on Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media., U.S. Salinity Laboratory USDA, ARS, Riverside, CA, p. 1237 – 1250.
- Skalský, R., Balkovič, J., 2003, Evaluation of soil cover in Slovakia according to its water-protective function. In: Jambor P. (ed.) Proceedings of SSCRI, vol. 26, VUPOP, Bratislava, (v tlači)
- Šútor, J., Skalová, J., Štekauerová, V., 2001: Pedotransfer functions for soil water retention curves assessment in Záhorská nížina Lowland (in Slovak). *Acta Hydrologica Slovaca*, Bratislava, Vol. 2, No. 2, p. 156 – 160.

STANOVENÍ BIODOSTUPNÉ FRAKCE KOVŮ TECHNIKOU DIFÚZNÍHO GRADIENTU V TENKÉM FILMU

Determination of Bioavailable Metal Fraction by the Technique Diffusion Gradient in thin Film

Veronika SMETKOVÁ¹, Bohumil DOČEKAL², Hana DOČEKALOVÁ¹

¹ Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí, Fakulta chemická, Vysoké učení
technické v Brně, Purkyňova 118, 612 00 Brno, ČR

² Ústav analytické chemie, Akademie věd ČR, Veverří 97, 611 42 Brno, ČR
e-mail: smetkova@fch.vutbr.cz

Abstrakt

Nově vyvinutá technika – technika difúzního gradientu v tenkém filmu (DGT) – byla použita při charakterizaci definovaného vzorku půdy. DGT technika je založena na difúzi kovů difúzní gelovou vrstvou a jejich následné kumulaci v sorpční vrstvě. Množství kovů vázané během doby expozice v sorbentu je stanoveno v eluátu sorpční vrstvy metodami atomové absorpční či emisní spektrometrie. Výsledky aplikace DGT techniky mohou být vyhodnoceny jako koncentrace labilních forem kovů ve vodách nebo jako koncentrace či toky biodostupných forem kovů v půdách a sedimentech. Aplikace DGT techniky umožnila odhad biodostupné frakce Cd, Cr, Cu, Ni a Pb ve studovaném vzorku půdy. Ve srovnání s výsledky získanými obvykle používanými elučními postupy byly výsledky *in situ* aplikace DGT techniky o několik řádů nižší. Dále byl sledován vliv doby expozice a tloušťky difúzní vrstvy na množství kovů stanovených v daném vzorku půdy DGT technikou.

Klíčová slova: frakcie kovů, difúzní gradient, tenký film

Abstract

Newly developed sampling technique – Diffusive Gradients in Thin films (DGT) – was used for characterization of soil sample. In DGT, metals are bound to the resin layer after passing through well-defined diffusive gel layer. The mass of metals accumulated during deployment time is measured by atomic absorption or emission spectrometry after elution of resin layer by acid. The results can be interpreted either as the concentrations of labile metals species in waters or as the concentrations or the fluxes of bioavailable metals species in soils and sediments. The DGT application enabled to assess the bioavailable pool of Cd, Cr, Cu, Ni and Pb in the studied soil. The DGT results were several orders of magnitude lower than those obtained by traditional leaching procedures. The influences of the deployment time and the diffusive gel thickness on the DGT measurements in the soil sample were studied, too.

Key words: metallic fraction, diffusion gradient, thin film

ÚVOD

Půda je významným přírodním ekosystémem, jehož kvalita bezprostředně souvisí s kvalitou probíhajících přírodních procesů. Narušení rovnovážných procesů výměny látek mezi abiotickou a biotickou složkou půdního systému může být např. důsledkem přítomnosti a nadměrného vstupu látek antropogenního charakteru. K těmto látkám lze zařadit také kovy. I když přítomnost některých kovů je pro správnou funkci půdního ekosystému nezbytná, může se za určitých podmínek projevit rovněž jejich toxický účinek. Otázka toxického působení kovů na živé organismy souvisí s řadou

faktorů, mezi které patří především vlastnosti půdního systému, koncentrace kovů a jejich forma. Obsah kovů v půdě je proto významným kritériem při hodnocení kvality půdy.

Pro stanovení obsahu kovů v půdě je v dnešní době známa řada postupů. Jedná se především o vyluhovací postupy, jednorázové či sekvenční, využívající různých elučních činidel. Jsou používány roztoky solí (CaCl_2 , NaNO_3 , $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$, NH_4NO_3), komplexační činidla (EDTA), či organické nebo anorganické kyseliny (kyselina octová, HCl , lučavka královská) (Zbiral et al. 1997). Postupy stanovení obsahu kovů v půdách využívající uvedených elučních činidel umožňují odhadnout podíl kovů vázaných v různých formách a fázích půdního systému.

I když mezi obsahem kovů stanoveným v půdách a v některých částech rostlin, např. při použití NaNO_3 jako elučního činidla, byla nalezena velmi dobrá korelace (Gupta et al., 1993), nelze obsah kovů takto stanovený v půdě označit za skutečný obsah kovů, který je přístupný kořenům rostlin. Je to především v důsledku mechanického zacházení s půdním vzorkem během vyluhovacího postupu, kdy dochází k narušení fyzikálně-chemických rovnováh ovlivňujících rozdělení kovů a jejich forem v půdě.

Předkládaný příspěvek je věnován novému způsobu stanovení obsahu kovů v půdě *in situ* nedestruktivní vzorkovací technikou – technikou difúzního gradientu v tenkém filmu, a diskusi výsledků získaných aplikací této techniky v definovaném půdním vzorku.

DGT technika

Technika difúzního gradientu v tenkém filmu (DGT technika, Diffusive Gradients in Thin films) je založena na difúzi sledované látky, nejčastěji iontů kovů, definovanou vrstvou iontově-permeabilního hydrogelu (tzv. difúzní gel či difúzní vrstva) a následné automatické kumulaci látky v sorbentu. Sorbent je zakotven v další vrstvě gelu, která bývá označována jako sorpční vrstva neboli sorpční gel.

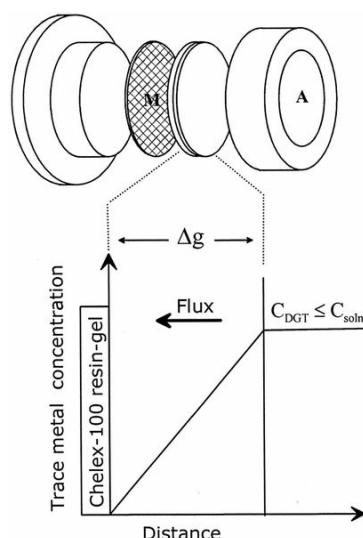
Oba typy gelů používané při aplikacích DGT techniky jsou připravovány dle postupů uváděných centrem DGT Research Ltd., Velká Británie (www.dgtresearch.com). Jedná se o polyakrylamidové gely, k jejichž přípravě se používá patentované síťovadlo na bázi agarosy. V sorpčním gelu je při stanovení kovů zakotven selektivní sorbent Chelex-100.

Po aplikaci DGT vzorkovací jednotky dochází ve velmi krátké době k ustavení lineárního koncentračního gradientu v difúzní vrstvě (viz Obr. 1). Množství kovu kumulovaného během doby expozice v sorpčním gelu je stanovováno po jeho eluci kyselinou dusičnou metodami atomové absorpční nebo emisní spektrometrie. Na základě Fickových difúzních zákonů je pak možné z výsledků stanovení vyhodnotit koncentrace či hmotnostní toky kovů ve sledovaných systémech.

Mezi hlavní přednosti DGT techniky patří především možnost *in situ* aplikace ve vodách, sedimentech a půdách a schopnost prekoncentrace stopových množství kovů. Další výhodou je rovněž jednoduchost použití DGT techniky a stanovení kovů v roztoku kyseliny po eluci sorpčního gelu, které neruší případné matriční interference.

V dnešní době se DGT technika používá především pro stanovení labilních forem kovů ve vodách a ke stanovení hloubkových profilů kovů v sedimentech (Davison et al. 2002). Aplikace DGT techniky v půdách umožňuje sledovat koncentraci kovů v půdním roztoku a současně zaznamenávat odezvu půdy na úbytek kovů uvolňováním labilních forem z pevné fáze či migrací mobilních forem se vzdálenějších oblastí. DGT vzorkovací jednotka tedy může odčerpáváním kovů ze svého okolí vhodně simulovat příjem kovů kořeny rostlin. Pokud je pro příjem kovů rostlinami rozhodující transport kovů půdním systémem, DGT technika umožňuje velmi dobře odhadnout skutečné množství kovů přijímané rostlinami. Lze předpokládat, že pasivní a nedestruktivní *in situ* vzorkovací přístup stanovení kovů DGT technikou bude v budoucnu pro odhad biodostupné frakce kovů v půdách rozvíjen a používán.

Obr. 1 Schéma uspořádání DGT vzorkovací jednotky a vyjádření principu DGT techniky (převzato z Davison et al., 2002)



Půdní vzorky

Vzorky půdy, ve kterých byl DGT technikou stanoven obsah Cd, Cr, Cu, Ni a Pb, byly podroben rozsáhlému studiu v rámci mezinárodního projektu INCO Copernicus – FERTILIA (*“Cycling trace metals in sustainable management of agricultural soils. Fertility requires the inventory of input metals” IC15-CT98-0124*). Vzorky lehké až střední neutrální půdy byly odebrány z pravidelně obdělávaného pole ošetřovaného opakovaně v letech 1980 – 1987 čistírenskými kaly. Vzorkovací místo se nacházelo v katastru č. 7902 v blízkosti obce Tuřany. Vzorky půdy byly odebrány ze třech hloubkových horizontů, a to 0 – 10, 40 – 60 a 90 – 110 cm. Po usušení půdy volně na vzduchu byla přesátím přes plastové síto získána jemná frakce o velikosti zrn menších než 2 mm. Obsah sušiny byl $98,5 \pm 0,5 \text{ \%}_{\text{hm.}}$.

Pro dané půdní vzorky jsou známy informace o historii obdělávání a hnojení pole, povětrnostní podmínky, půdní typ, acidita a výměnná kapacita půdy, obsah makroelementů, organického uhlíku.

V rámci projektu FERTILIA byly v půdních vzorcích stanoveny obsahy kovů doporučenými vyluhovacími postupy využívajícími lučavku královskou, kyselinu octovou, EDTA, IDA a dusičnan sodný.

Aplikace DGT techniky v definovaném půdním vzorku

DGT vzorkovací jednotky byly aplikovány do suspenzí půdy a vody připravené v poměru fází 2:1. Vlhkost takto připravených vzorků byla tedy 50 % a odpovídala přibližně 1,5 násobku maximální kapilární vodní kapacity (MWHC). Doba aplikace DGT vzorkovacích jednotek při teplotě $25 \pm 2^\circ\text{C}$ činila 48 hodin. Při sledování časové závislosti byla doba expozice 0 – 90 hodin. Obvyklá tloušťka difúzní vrstvy DGT vzorkovacích jednotek byla 0,82 mm. Pro studium vlivu odlišné tloušťky difúzní vrstvy na DGT měření byly aplikovány jednotky s difúzní vrstvou v rozmezí 0,50 – 3,50 mm. Z připravených půdních suspenzí byly pro analýzu odebírány půdní roztoky.

1. Stanovení biodostupné frakce kovů v půdě

Výsledky aplikace DGT techniky v půdních suspenzích byly srovnány s výsledky získanými použitím různých vyluhovacích postupů při charakterizaci půd v rámci projektu FERTILIA.

Srovnáním výsledků bylo zjištěno, že koncentrace kovů stanovená DGT technikou je o 4 – 7 řádů nižší v porovnání s celkovým obsahem kovů stanoveným ve výluhu lučavkou královskou. Při použití EDTA, IDA či kyseliny octové pro stanovení kovů byly rovněž získány několikařádově vyšší výsledky než při aplikaci DGT techniky.

Pro posouzení biodostupnosti kovů v půdě bývá doporučováno použití dusičnanu sodného jako vyluhovacího činidla (Gupta et al. 1993). Výsledky získané DGT technikou se liší od výsledků získaných dusičnanovým výluhem pro Cd, Cu a Ni o 1 – 2 řády a pro Cr a Pb o 2 – 3 řády. Také mezi koncentrací kovů stanovenou přímou analýzou půdního roztoku a DGT technikou je rozdíl – pro Cu a Ni je C_{DGT} o jeden a pro Cr až o dva řády nižší než koncentrace těchto kovů v půdním roztoku. Pro Cd jsou výsledky řádově srovnatelné a pro Pb se C_{DGT} stanovená díky prekoncentračnímu efektu DGT techniky pohybuje v hodnotách o 1 řád nižších než odpovídá hodnotě LOD stanovení Pb ve vodném výluhu metodou ET AAS.

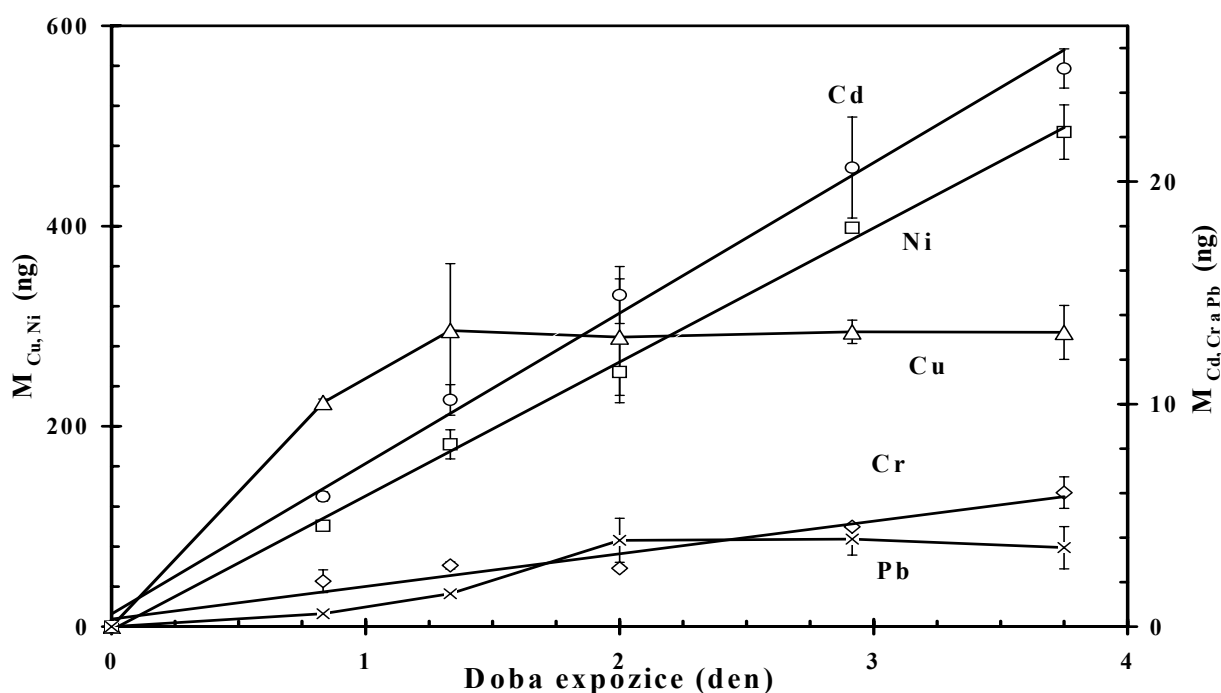
Pro všechny sledované kovy byl jejich obsah stanovený DGT technikou i elučními postupy nejvyšší ve svrchním horizontu 0 – 10 cm, s hloubkou dále postupně klesal.

Rozdíly mezi množstvím kovů stanoveným vyluhovacími postupy a DGT technikou vyplývají z odlišných přístupů při stanovení obsahu kovů v půdách. DGT technika na rozdíl od vyluhovacích postupů umožňuje nedestruktivní *in situ* způsob stanovení kovů v půdách. Koncentrace kovů stanovená DGT technikou je tedy ve srovnání s výsledky získanými vyluhovacími postupy blíže skutečnému obsahu biodostupných forem kovů přítomných v půdě.

2. Časová závislost aplikace DGT techniky v půdě

Cílem provedeného experimentu bylo sledování odezvy půdy na odčerpávání kovů z půdního roztoku v důsledku jejich vazby v DGT vzorkovací jednotce či v důsledku příjmu kořenovým systémem rostlin v závislosti na čase. Výsledky jsou sumarizovány na obr. 2.

Obr. 2 Časová závislost množství kovů vázaných v sorpčním gelu během doby expozice při aplikaci DGT techniky v půdním vzorku Tuřany, horizont 0 – 10 cm



Pro Cd, Cr a Ni množství vázaného kovu vzrůstá přímo úměrně s dobou expozice. Lineární průběh časové závislosti $M = f(t)$ je důsledkem toho, že koncentrace kovů v půdním roztoku na rozhraní DGT vzorkovací jednotky a půdního systému byla konstantní. Kovy byly během 90ti hodinové doby sledování po odčerpání doplňovány z půdy do půdního roztoku dostatečnou rychlostí a jejich tok byl tudíž v daném časovém intervalu konstantní.

U Cu a Pb je z obr. 2 patrné po 1 – 2 dnech zakřivení závislosti $M = f(t)$. Toto bylo způsobeno vyčerpáním DGT měřitelného podílu Cu a Pb, t.j. došlo k vyčerpání dostupných forem těchto kovů z půdního roztoku v okolí DGT vzorkovací jednotky. Současně se projevil vliv nedostatečné

schopnosti půdy úbytek Cu a Pb do půdního roztoku dostatečně rychle doplňovat uvolňováním z pevné fáze.

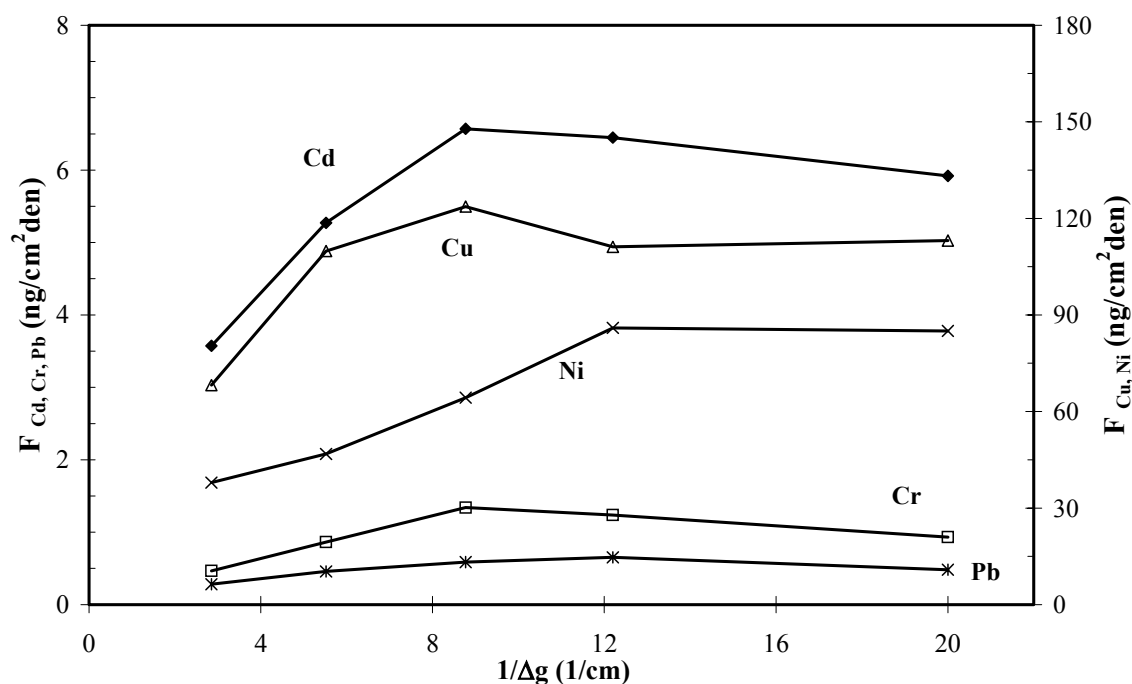
Rozdíly v chování Cd, Cr, Ni vs. Cu, Pb při sledování časové závislosti při aplikaci DGT techniky v půdním vzorku Tuřany, horizont 0 – 10 cm lze tedy vysvětlit přítomností různých forem kovů. Zastoupení jednotlivých forem uvedených kovů se bezprostředně odráží v rozdílné dostupnosti těchto kovů za stejných podmínek ve studovaném půdním vzorku.

3. Aplikace DGT vzorkovacích jednotek s odlišnou tloušťkou difúzní vrstvy

Aplikace DGT vzorkovacích jednotek s odlišnou tloušťkou difúzní vrstvy umožnila modelovat odlišné požadavky kořenových systémů rostlin a monitorovat schopnost půdy doplňovat úbytek kovů v důsledku jejich odčerpání různou rychlostí.

Výsledky provedeného experimentu jsou zpracovány jako závislosti toku DGT měřitelných forem kovů na reciproké hodnotě tloušťky difúzní vrstvy $F = f(1/\Delta g)$ a graficky znázorněny na obr. 3. Pro všechny sledované kovy mají nalezené závislosti $F = f(1/\Delta g)$ podobný průběh. V první části je zvyšování toku úměrné rostoucím hodnotám $1/\Delta g$. Od určité hodnoty $1/\Delta g$ přestává být závislost $F = f(1/\Delta g)$ lineární.

Obr. 3 Závislost toku DGT měřitelných forem kovů na reciproké hodnotě tloušťky difúzní vrstvy při aplikaci DGT techniky



Průběh získaných závislostí lze obecně vysvětlit následovně. Rozdílná tloušťka difúzní vrstvy podmiňuje ustavení různých koncentračních gradientů v DGT vzorkovací jednotce během doby její aplikace. Kovy jsou v důsledku tohoto z okolí DGT vzorkovací jednotky odčerpávány různou rychlostí. Je-li půdní systém schopen doplňovat kovy do půdního roztoku stejnou rychlostí, jakou jsou odčerpávány, je vyrovnáván požadavek vzniklý jejich vazbou v sorpčním gelu a závislost $F = f(1/\Delta g)$ je lineární. Při větší tloušťce difúzního gelu aplikovaných DGT vzorkovacích jednotek se vytváří mírnější difúzní gradient. Za této situace je více pravděpodobné, že půdní systém je schopen úbytek kovů z půdního roztoku dostatečně rychle doplňovat a závislost $F = f(1/\Delta g)$ je lineární. Při vyšších hodnotách $1/\Delta g$ (t.j. pro malé Δg) se vytváří strmější difúzní gradient a rychlost odčerpání kovů z půdního roztoku je vyšší. Půdní systém nemusí mít schopnost tento úbytek dostatečně rychle vyrovnávat a koncentrace kovů v půdním roztoku v okolí vzorkovací jednotky klesá.

Tok DGT měřitelných forem kovů, který je nezávislý na tloušťce difúzní vrstvy aplikované DGT vzorkovací jednotky, je určen maximální schopností půdy uvolňovat kovy do půdního roztoku, a proto jej lze označit za tok maximální, F_{max} . Vzhledem k tomu, že DGT vzorkovací jednotka aplikovaná v půdním systému funguje podobně jako kořeny rostlin, neboť váže kovy a podmiňuje tím průběh dalších procesů spojených s jejich uvolňováním, lze F_{max} chápat jako maximální tok biodostupných forem kovů v půdě. F_{max} pro daný půdní vzorek dosahoval hodnot 7,0 ng/cm² za den pro Cd, 1,3 ng/cm² za den pro Cr, 31 ng/cm² za den pro Cu, 85 ng/cm² za den pro Ni a 0,45 ng/cm² za den pro Pb.

LITERATURA

- Zbiral J., Honsa I., Malý S.: *Analýza půd III – jednotné pracovní postupy*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno (1997).
- Gupta S.K., Aten C.: *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **51**, 25 (1993).
- Davison W., Fones G., Harper M., Teasdale P., Zhang H.: Dialysis, DET and DGT: *In Situ* diffusional techniques for studying water, sediment and soils, Chapter 11 in *In Situ Monitoring of Aquatic Systems*. Wiley, Chichester (2002).

HISTORICKÝ VÝVOJ VÝMOĽOVEJ SIETE V PODMIENKACH SLOVENSKA

Historical Development of Gully-net in the Conditions of Slovakia

Miloš STANKOVIANSKY

*Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra fyzickej
geografie a geoekológie, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava 4
e-mail: stankoviansky@fns.uniba.sk*

Abstrakt

Na Slovensku sa vyskytujú rozsiahle územia významným spôsobom postihnuté výmoľovou eróziou. Medzi oblasti s najvyššou hustotou výmoľovej siete patrí Myjavská pahorkatina. Štruktúra a hustota výmoľov je tu podmienená predovšetkým pôvodným využívaním krajiny z predkolektivizačného obdobia. Terénny výskum a analýza starých máp a historických zdrojov indikujú 2 – 3 periódy tvorby výmoľov. Centrálna časť územia, osídľovaná v priebehu kopaničiarskej kolonizácie od druhej polovice 16. do konca 18. storočia, bola postihnutá katastrofickou výmoľovou eróziou v dvoch periódach; prvú datujeme od počiatkov osídľovania do 30-tych rokov 18. storočia, druhú zhruba od 80-tych rokov 18. storočia do 40-tych rokov 19. storočia. Existujú určité indicie, že okrajové časti študovaného územia na Z a JZ, ktoré boli osídlené skôr, mohli byť postihnuté katastrofickou výmoľovou eróziou už v 14. storočí. Výmole vznikali v priebehu obdobia rozsiahleho odlesňovania a expanzie poľnohospodárskej krajiny a po ňom, pričom spúšťacím mechanizmom ich tvorby boli extrémne zrážky počas malej ľadovej doby. Identifikované periódy tvorby výmoľov na Myjavskej pahorkatine neboli plne synchronné so známymi fázami výmoľovej erózie v iných stredoeurópskych krajinách.

Kľúčové slová: pôda, erózia, výmoľová sieť

Abstract

Slovakia is well known by the extensive areas affected significantly by gully erosion. The Myjava Hill Land is part of the area with the highest density of permanent gullies in Slovakia. The pattern and density of gullies have been controlled primarily by the original land use from the pre-collectivization era. Terrain investigation as well as an analysis of old maps and historical sources indicate 2 – 3 periods of gully formation. The central part of the area, settled in the period of the “kopanitse” colonization between the second half of the 16th and the end of the 18th centuries, was affected by disastrous gully in two periods, the first between the end of the 16th century and the 1730’s, the second roughly between the 1780’s and 1840’s. There are some indications that marginal parts of the study area to the west and south-west, which were settled earlier, could have been affected by disastrous gully as early as the 14th century. Gullies were formed during and after periods of extensive forest clearance and expansion of farmland, but the triggering mechanism were extreme rainfalls during the Little Ice Age. However, periods of gully formation in Myjava Hill Land were not fully synchronous with the well known phases of gully in other central European countries.

Key words: soil, erosion, gully-net

ÚVOD

Na Slovensku sa vyskytujú rozsiahle územia významným spôsobom postihnuté výmoľovou eróziou, vykazujúce lokálne až badlandové črty. Podľa Bučka a Mazúrovej (1958) sa najhustejšia sieť výmoľov viaže na vrchovinný a pahorkatinný reliéf, v ktorom priaznivá súhra viacerých činiteľov

výrazne ovplyvnila eróznú činnosť ronu. Možno vyčleniť niekoľko oblastí s najväčšou hustotou výmoľovej siete. Rozsiahla, ale nesúvislá oblasť sa vyskytuje v Z časti vrchovinnno-pahorkatinného reliéfu flyšovo-bradlového pásma a zaberá značnú časť Myjavskej pahorkatiny, Javorníkov, Kysuckej a Podbeskydskej vrchoviny; k nej sa pripája i Z časť Strážovských vrchov. Vo Východobeskydskom oblúku flyšového pásma sa vyskytujú dve významnejšie oblasti, ktoré zaberajú Z a V časť Ondavskej vrchoviny a Šarišskú vrchovinu. Ďalšie typické územie s hustou výmoľovou sieťou predstavuje oblasť situovaná v S časti Nitrianskej pahorkatiny, Krupinskej planiny a Ipel'skej kotliny. Menšie enklávy zaberajú časti Trnavskej a Žitavskej pahorkatiny, Hornonitrianskej a Košickej kotliny, Filákovskej a Revúckej vrchoviny.

V rámci doterajšieho štúdia výmoľov na Slovensku bola v centre záujmu predovšetkým otázka ich priestorovej organizácie s osobitým zreteľom na hustotu výmoľovej siete (Bučko a Mazúrová, 1958). Oveľa menšia pozornosť bola venovaná hodnoteniu vzťahu výmoľovej siete k štruktúre využívania krajiny, k jednotlivým prvkom prírodnej krajiny, datovaniu a príčinám vzniku výmoľov. To, že výmole vznikali predovšetkým po odlesnení a počiatkoch poľnohospodárskeho využívania, a to na oráčiňach alebo na pasienkoch a že sa často viazali na poľné cesty a iné umelé lineárne krajinné prvky, deklarovali takmer všetci autori, ktorí sa venovali ich štúdiu (cf. Lukniš, 1954, s. 141; Bučko a Mazúrová, 1958; Kozlík, 1958; Kňazovický, 1962, s. 57; Košťálik, 1965; Janáč, 1966; Zachar, 1970, s. 357; Mazúr, 1974; Bučko, 1980; Harčár, 1995; Midriak a Lipták, 1995 a i.). Harčár (1995) hodnotil väzbu výmoľov na topografiu a geologický podklad. Určitý historický rámec formovania výmoľov naznačili Bučko a Mazúrová (1958) keď uviedli, že extenzívne využívanie pôdy pasienkárstvom (valašská kolonizácia) a kopaničiarske osídlenie viedlo k vytvoreniu hustej siete ciest a chodníkov, ktoré na odlesnených svahoch „dávali podnet k vodnej erózii“, samotnú tvorbu výmoľov však nedatovali. Neskôr Bučko (1980) upresnil, že „významný obrat v zintenzívnení erózných dejov znamenala valašská kolonizácia, prebiehajúca v Západných Karpatoch hlavne v 15. – 16. storočí. Podľa Midriaka a Liptáka (1995) „mnohé skutočnosti indikujú, že akcelerovaná erózia pôdy (ktorej výsledkom sú i výmole – pozn. autora) sa stala častým fenoménom v priebehu posledných troch storočí, najmä však počas posledných 100 – 120 rokov“.

Problematika výmoľovej erózie sa na Slovensku študovala aj v súvislosti s tzv. „sekundárnymi spustnutými pôdami“, ktoré vznikli v pahorkatinných a horských oblastiach, postihnutých pustošením lesov a následnou nadmernou pastvou, a to práve vplyvom intenzívnych erózných procesov (cf. Janečko et al., 1955, s. 12). Uvedení autori poukazujú na priestorové rozloženie „spustnutých pôd“ na Slovensku, ich celkový rozsah a kategorizujú ich podľa geologického podložia na ktorom boli vytvorené. Zachar (1970, s. 52 – 53) medzi „spustnuté pôdy“ jednoznačne zahrňuje aj „badlandy“, vyznačujúce sa extrémnou hustotou výmoľov a poukazuje na skutočnosť, že najvýznamnejšie „erodované spustnuté plochy“ sa viažu na karbonatické podložia (s. 357). Pozoruhodné výsledky pri štúdiu spustnutých pôd na karbonátoch dosiahol Midriak (1966, 1969).

Cieľom nášho príspevku je prezentovať výsledky štúdia výmoľovej siete na Myjavskej pahorkatine (obr. 1), uskutočňovaného v tomto území od konca 90-tych rokov 20. storočia. Osobitý zreteľ je kladený na hodnotenie vzťahu medzi výskytom výmoľov a predkolektivizačnou štruktúrou využívania krajiny, na datovanie ich vzniku a na príčiny ich tvorby, teda na tie otázky, ktorým pri doterajšom výskume výmoľov nebola venovaná náležitá pozornosť.

Študované územie

Myjavská pahorkatina predstavuje relatívne nízke, plošinaté medzihorie, zovreté medzi Bielymi a Malými Karpatami. Na stredne až málo odolných, prevažne flyšoidných horninách, sú vyvinuté relatívne mocné polohy zvetralinových a deluviálnych plášťov. Tento fakt je na niektorých miestach znásobený prítomnosťou polôh sprašových hĺn, takže celková hrúbka prevažne piesočnato-hlinitého až hlinitého regolitu, najmä v úpätných polohách a v dnách úvalín a suchých dolín, dosahuje často až do 10, výnimočne i do 15 m. Dominantnými pôdnymi typmi sú luvizeme a kambizeme. Priemerný ročný úhrn zrážok dosahuje 650 – 700 mm. Pôvodné lesné spoločenstvá tvorili dubiny, dubohrabiny, vo vyšších polohách bučiny, v dnách dolín hlavných tokov lužné lesy.

Súčasná tvárnosť prevažnej časti Myjavskej pahorkatiny je výsledkom zhruba sedem storočí trvajúcej antropogénnej transformácie pôvodnej prírodnej krajiny (Stankoviansky, 1997). Hlavné etapy antropogénnych zásahov sa vzťahujú k založeniu stredovekých obcí (14. storočie),

predovšetkým však ku kopaničiarskej kolonizácii (2. polovica 16. storočia až koniec 18. storočia) a kolektivizácii poľnohospodárstva (1949 – 1975). Najväčšie plošné zmeny využívania zeme pritom možno vtesnať do zhruba 250-tich rokov trvania kopaničiarskeho osídľovania (obr. 1).

Prírodné pomery ako aj charakter a rozsah zmien využívania krajiny predurčili Myjavskú pahorkatinu stať sa územím s vysokým stupňom postihnutia výmoľovou eróziou, o čom svedčí aj tomu zodpovedajúca hustota výmoľovej siete. Pomerne neskoré osídlenie tohto územia sa zasa ukázalo vhodným momentom pri datovaní vzniku výmoľov. Uvedené dôvody zaraďujú Myjavskú pahorkatinu medzi územia Slovenska najvhodnejšie na štúdium historického vývoja výmoľovej siete.

MATERIÁL A METÓDY

Kľúčovou metódou hodnotenia historického vývoja výmoľovej siete bola kauzálna analýza, analyzujúca príčinnú súvislosť skúmaných javov, teda vzťah medzi príčinou a jej následkom. Príčinou boli zmeny využívania zeme a zmeny klimatické, následkom geomorfologická odozva týchto zmien. Tento vzťah sa analyzoval v oboch smeroch. Smer od príčiny k následku sa spájal s hodnotením nárastu (resp. úbytku) plôch postihovaných ronovými procesmi v súvislosti so zväčšovaním (resp. zmenšovaním) rozlohy poľnohospodárskej krajiny na úkor (resp. v prospech) krajiny lesnej. Smer od následku k príčine sa spájal s dešifrovaním fáz zvýšenej erózie v priebehu chladnejších a vlhších klimatických výkyvov na základe poznania geomorfologického efektu erózných procesov v podobe siete reliktných, permanentných výmoľov.

Podkladové materiály boli získané vlastným terénnym výskumom, spojeným s detailným geomorfologickým mapovaním výmoľov v mierke 1:10 000, analýzou starých máp, leteckých snímok a súčasných topografických máp, štúdiom historickej, etnologickej, historicko-poľnohospodárskej a historicko-religióznej literatúry, ako aj rôznych zdrojov lokálneho charakteru v podobe monografií a účelových publikácií o jednotlivých sídlach, obecných kroník a na základe rozhovorov s miestnymi znalcami, nositeľmi relevantných informácií o historickom vývoji krajiny.

Zo starých máp boli použité mapy všetkých troch vojenských mapovaní (prvého z roku 1782 v mierke 1 : 28 800, druhého z rokov 1837 – 1838 v tej istej mierke a tretieho z roku 1882 v mierke 1 : 25 000) v rámci vtedajšieho Uhorska, ako súčasti Habsburskej monarchie, ako aj katastrálne mapy z prelomu 19. a 20. storočia v mierke 1 : 2 880. Ich analýza poslúžila k hodnoteniu vývoja priestorovej organizácie výmoľovej siete a štruktúry využívania zeme a k pochopeniu väzby výmoľov na pôvodnú krajinnú štruktúru.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Parametre výmoľov a ich väzba na starú štruktúru využívania krajiny

Väčšina výmoľov v študovanom území je dobre zachovaná, na čo naznačujú ich ostro rezané črty a priečny profil v tvare otvoreného písmena „V“. Hĺbka výmoľov bežne dosahuje do 10 – 15 m, zriedkavejšie do 20 m a výnimočne do 25 m. Výmole sa vyskytujú buď izolovane alebo v súboroch. Súборы svahových výmoľov sa vyznačujú zväčša paralelnou textúrou, súборы výmoľov v záveroch dolín majú dendritickú štruktúru. Plochy s najhustejšou koncentráciou výmoľov (do 11 km/km²) vykazujú badlandové črty.

V stredoeurópskych podmienkach je vznik výmoľov podmienený prevažne antropogénne (cf. Lukniš, 1954, s. 141, Bučko a Mazúrová, 1958, Klimaszewski, 1981, s. 291 a i.). Podrobný výskum na území Myjavskej pahorkatiny toto konštatovanie nielen potvrdil, ale poznanie vplyvu človeka na tvorbu výmoľov a na zákonitosti ich priestorového usporiadania významným spôsobom prehĺbil. Porovnávaním detailných geomorfologických máp ako aj súčasných topografických máp mierky 1 : 10 000 so starými katastrálnymi mapami mierky 1 : 2 880 na príklade areálov skúmaných lokalít sa zistilo že rozhodujúcim faktorom, kontrolujúcim lokalizáciu výmoľov je pôvodný, t.j. predkolektivizačný typ využívania zeme. Výmole takto významným spôsobom kopírujú dobovú štruktúru využívania zeme z čias svojho vzniku. Väčšina výmoľov sa viaže na lineárne umelé krajinné prvky, typické pre pôvodnú krajinnú mozaiku, zotrenú pri vytváraní veľkých družstevných lánov. Takýmito lineárnymi umelými krajinnými prvkami sú napr. poľné cesty, rozhrania medzi poľami (medze, chodníky), drenážne ryhy, úvraty a i. (Stankoviansky, 2000a). Niekoľko ostrovov výmoľov sa viaže na plošné prvky pôvodnej štruktúry využívania zeme, najmä na bývalé pasienky. Výmole podmienené

starým využívaním zeme sa vo všeobecnosti vyskytujú prevažne na horizontálne priamych svahoch, nezriedka sa však s nimi možno stretnúť aj na vrcholoch chrbtov a v dnách dolín. V poslednom prípade však nejde o vplyv topografickej polohy ale o predispozíciu starou cestou alebo chodníkom, nakoľko výmoľ často neleží priamo na čiare údolnice. Avšak aj v prípade, že výmoľ sa kryje s údolnicou, a teda bol jednoznačne iniciovaný topograficky, nemusel vzniknúť v prirodzených podmienkach pod lesom, ale spolu so svahovými výmoľmi až po odlesnení. Nezriedka sa totiž v tesnej blízkosti vyskytujú rozmermi i celkovým vzhľadom takmer identické výmole, z ktorých jeden prebieha dnom doliny a ďalšie šikmo po svahu, paralelne s dnovým výmoľom, prípadne dokonca po chrbátnici; viedlo nás to k záveru, že dnový výmoľ vznikol súčasne so svahovými i chrbtovým. Navyše, v odlesnenej krajine boli pre tvorbu výmoľov v dnách dolín, vzhľadom na koncentráciu ronu z väčšej plochy, oveľa lepšie podmienky ako na svahoch, o chrbtoch ani nehovoriac. Ak totiž výmoľová erózia v priebehu extrémnej udalosti spôsobila vytvorenie rozmerného výmoľa v chrbátnicových, resp. subhorizontálnych svahových polohách, čo sa v tom čase muselo diať v dnách dolín? Z uvedeného vyplýva, že medzi výmole, ktoré neboli podmienené zásahmi človeka, patrí zrejme iba malá časť výmoľov v dnách dolín a výmole na tých gravitačných deformáciách, ktoré sú staršie ako odlesnenie predmetného územia (Stankoviansky, 2003a).

Datovanie vzniku a vývoja výmoľovej siete

Zistenie signifikantnej väzby výmoľovej siete na starú štruktúru krajiny jednoznačne potvrdzuje, že výmole mohli vznikať iba počas transformácie pôvodnej lesnej krajiny na krajinu poľnohospodársku, alebo po nej. V tomto kontexte je zaujímavé všímať si najmä územie, osídlené počas najmladšej kolonizačnej fázy, t.j. v priebehu kopaničiarskej kolonizácie, predstavujúce podstatnú časť Myjavskej pahorkatiny. Keďže kopaničiarska kolonizácia začala v 2. polovici 16. storočia, ani výmoľová sieť na území osídlenom kopaničiarmi nemohla v žiadnom prípade začať vznikať skôr než uprostred 16. storočia. Toto obdobie predstavuje teda dolnú hranicu možnej tvorby výmoľov.

Analýza máp prvého (1782), druhého (1837 – 1838) a tretieho (1882) vojenského mapovania, vzájomná konfrontácia výmoľových sietí na nich zobrazených, ako aj porovnanie výmoľovej siete z máp tretieho mapovania so súčasnými topografickými mapami (v prípade vybraných lokalít aj s geomorfologickými mapami súborov výmoľov) naznačujú na jednej strane na vývoj výmoľovej siete v čase, na strane druhej však napomáhajú identifikovať obdobie kedy došlo k významnému spomaleniu tohto vývoja, a teda kde možno klásť hornú hranicu tvorby výmoľov. Na mapách prvého mapovania možno v západnej časti územia identifikovať až 80 – 90 % súčasných rozmernejších výmoľov, vo východnej časti maximálne jednu tretinu. Tieto výmole považujeme za efekt výmoľovej erózie v staršom „výmoľovom“ období. Mapy druhého mapovania znázorňujú už takmer všetky väčšie súčasné výmole. V porovnaní s mapami prvého mapovania je možné teda konštatovať asymetrický prírastok výmoľov, menší na západe, výrazný na východe. Hoci bol prírastok výmoľov v období od roku 1782 do roku 1837 priestorovo asymetrický, pre Myjavskú pahorkatinu ako celok bol významný. Výmole ktoré pribudli k termínu druhého vojenského mapovania považujeme za efekt výmoľovej erózie v mladšom „výmoľovom“ období. Porovnanie máp druhého a tretieho vojenského mapovania a konfrontácia máp tretieho mapovania so súčasným stavom poukazuje na dve skutočnosti. Po prvé, že priestorové rozloženie výmoľov na mapách tretieho mapovania sa veľmi blíži súčasnému stavu, a teda že lokálny nárast väčších starších výmoľov a vznik menších nových výmoľov od roku 1882 dodnes nedosiahol významnejších hodnôt. Po druhé, nárast výmoľov po roku 1882 možno prirovnať k nárastu v období 1838 – 1882. Tieto skutočnosti naznačujú, že kľúčové fázy formovania výmoľovej siete v oblasti Myjavskej pahorkatiny sa museli uskutočniť pred druhým mapovaním, t.j. v staršom a mladšom „výmoľovom“ období a že zhruba od 40-tych rokov 19. storočia nastáva dodnes trvajúce obdobie zníženej eróznej aktivity. Sem teda môžeme klásť hornú hranicu pôsobenia katastrofickej výmoľovej erózie, vedúcej k vzniku hlavných, najrozmernejších permanentných výmoľov.

Poznanie histórie osídľovania a analýza máp troch vojenských mapovaní umožnili teda identifikovať obdobie v ktorom museli vzniknúť hlavné výmole v študovanom území. Toto obdobie trvalo takmer tristo rokov, a to od polovice 16. storočia do 40-tych rokov 19. storočia. Porovnávanie starých máp poukázalo aj na skutočnosť, že výmole vznikali etapovite, a to v rámci dvoch „výmoľových“ periód. Mladšiu z periód bolo možné ohraničiť rokmi druhého a tretieho mapovania,

vyskytla sa teda niekedy medzi 80-tymi rokmi 18. storočia a 40-tymi rokmi 19. storočia. Pri analýze starých máp však ostalo otvorenou otázkou, kedy vznikli výmole zachytené na mapách prvého vojenského mapovania. Na základe štúdia lokálnych historických a historicko-religióznych zdrojov z obcí Bukovec (Bodnár, 1926, s. 26 – 27) a Prietrž (Paulíny, 1892, s. 83, Drobný, 1908, s. 17) sa nám podarilo zistiť, že v katastrálnych územiach týchto obcí existovali výmole už začiatkom 30-tych rokov 18. storočia (Stankoviansky, 2000b), čo umožnilo „posunúť“ vznik výmoľov znázornených na týchto mapách zhruba o polstoročie do minulosti. Staršiu výmoľovú periódu bolo takto možné ohraničiť polovicou 16. storočia a 30-tymi rokmi 18. storočia.

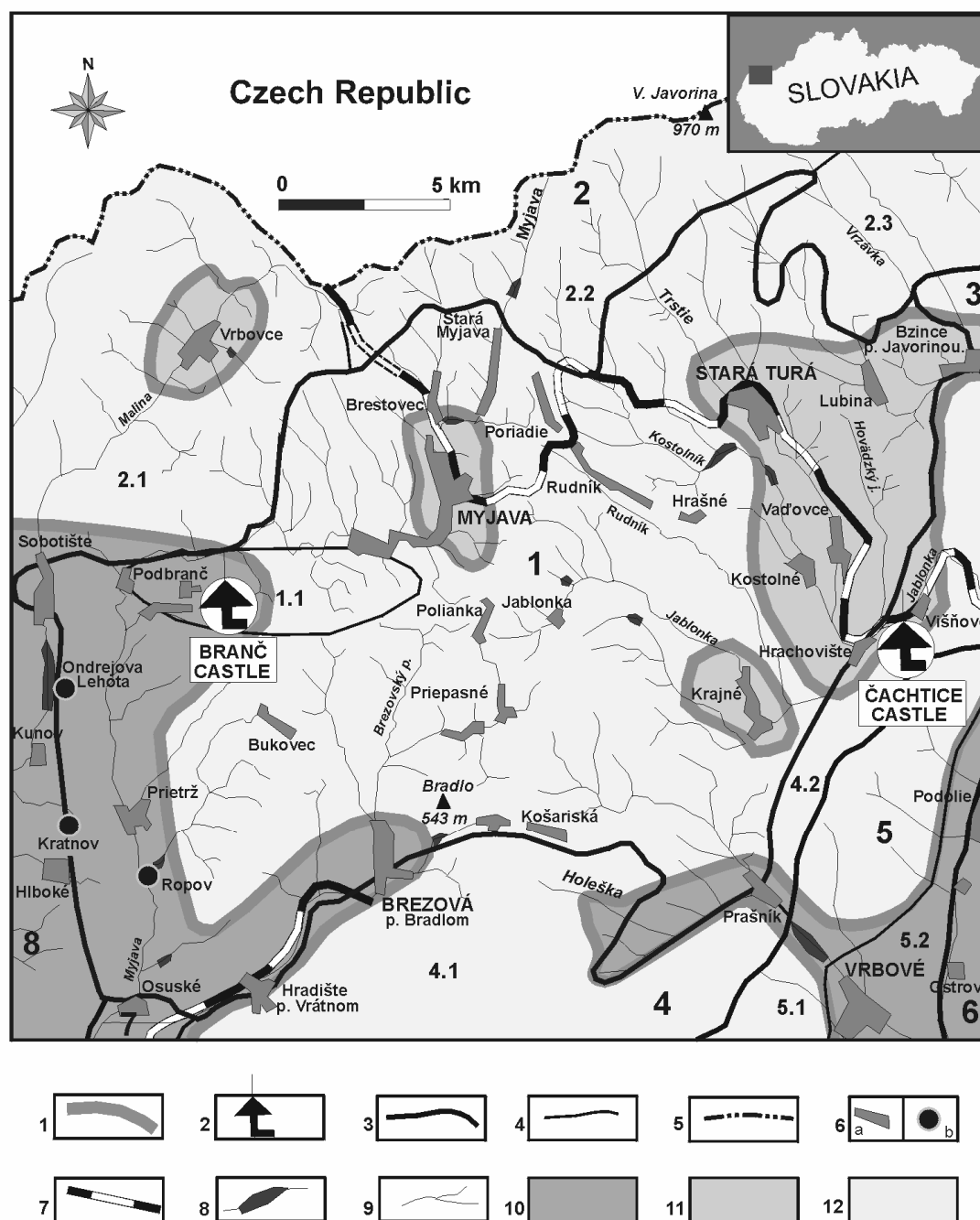
Príčiny vzniku výmoľov

Podľa Morgana (1995, s. 20) hlavnou príčinou tvorby výmoľov je vo všeobecnosti nadmerné množstvo vody, pričom táto podmienka môže byť spôsobená buď klimatickou zmenou alebo využitím zeme. V našich zemepisných šírkach, teda v miernej lesnej morfo-klimatickej zóne, je podľa Bučku a Mazúrovej (1958, s. 73 – 74) a Klimaszewského (1981, s. 297) vznik a vývoj výmoľovej siete spojený predovšetkým s extrémnymi zrážkami a náhlým topením snehu. Ako sme ukázali vyššie, nevyhnutnou podmienkou umožňujúcou tvorbu výmoľov v tejto zóne je odlesnenie a poľnohospodárske využívanie pôvodnej lesnej krajiny, vyznačujúcej sa málo odolným substrátom a hlbokým regolitom. V oblasti Myjavskej pahorkatiny boli významnou mierou splnené všetky tieto podmienky. Zásahy človeka do krajiny v priebehu osídľovania, najmä však počas kopaničiarskej kolonizácie, vystavili územie vplyvom extrémnych zrážok, či topenia snehu. Obdobie kopaničiarskej kolonizácie s jeho sprievodnými zmenami využívania zeme sa fakticky časovo prekrýva s obdobím chladnejšej a vlhšej klímy, známym ako „malá ľadová doba (LIA)“, ako ju identifikoval Lamb (1977) v rokoch 1550 – 1850. Skutočnosť, že drvivá väčšina rozmernejších výmoľov v študovanom území vznikla v období od polovice 16. do polovice 19. storočia naznačuje, že rozhodujúcu úlohu pri vzniku výmoľov zohral klimatický faktor. Inými slovami, rozsiahle odlesňovanie kopaničiarskymi osadníkmi a expanzia poľnohospodárskej krajiny poskytli nevyhnutnú podmienku pre vznik výmoľov, avšak spúšťacím mechanizmom katastrofickej výmoľovej erózie boli extrémne zrážky v priebehu LIA (Stankoviansky, 2003b).

LIA sa však nevyznačovala monotónne chladnými a vlhkými pomermi počas celých zhruba tristo rokov, ale v nej možno rozlíšiť viaceré výkyvy. Keďže na Slovensku sa zatiaľ nikto nevenoval historickému vývoju klímy, v ďalšom sa pokúsime skonfrontovať dve vyššie definované „výmoľové“ periódy z oblasti Myjavskej pahorkatiny s parciálnymi klimatickými fluktuáciami v rámci LIA, tak ako ich identifikovali historickí klimatológovia a iní špecialisti na rekonštrukciu klímy v rôznych európskych krajinách, s osobitým zreteľom na Českú republiku.

Staršia perióda, počiatky ktorej lokálne siahajú do 2. polovice 16. storočia a jej koniec do začiatku 30-tych rokov 18. storočia, sa výrazne prekrýva s najvýznamnejšou fázou LIA v rokoch 1550 – 1700, ako ju identifikoval Lamb (1977) a v Čechách na základe hodnotenia kľzavých priemerov potvrdil Brázdil (1996). Ani táto fáza však nebola jednoliata. Podľa Starkela (2000) vlhší výkyv s v európskych podmienkach priestorovo najširším záberom sa vyskytol v rokoch 1560 – 1570. Pfister a Brázdil (1999) v rámci strednej Európy identifikovali chladnejšie a vlhšie obdobie v rokoch 1585 – 1597, Brázdil a Kotyza (2001) ho rozšírili na roky 1568 – 1599; v podmienkach Čiech však Brázdil (1992) za extrémne chladné a vlhké považuje zvlášť posledné desaťročie 16. storočia. Tento výkyv koreluje pomerne dobre s najchladnejším výkyvom v práci Briffu a Schweingrubera (1992), vychádzajúcich z dendroklimatických analýz, ktorí ho umiestnili do rokov 1590 – 1610 (ďalšie chladnejšie výkyvy v rámci obdobia, ktoré nás zaujíma, kladú títo autori do rokov 1670 – 1680 a 1705 – 1720). Uvedené chladné výkyvy považuje Starkel (2000) zároveň za obdobia s vysokou koncentráciou extrémnych zrážok. Glaser et al. (2000), vychádzajúci z ročných zrážkových priemerov, vyčleňujú vlhšiu klimatickú osciláciu v rokoch 1640 – 1740 s absolútnym maximom v roku 1650. Zaujímavé sú výsledky dendroklimatických analýz Brázdila et al. (2002) z južnej Moravy, teda z blízkeho susedstva Myjavskej pahorkatiny, ktorí v tomto území identifikovali vlhké výkyvy v dekádach 1670 – 1680 a 1710 – 1720. Tieto desaťročia so zvýšenou vlhkosťou zjavne korešpondujú s vyššie uvedenými chladnými výkyvmi Briffu a Schweingrubera (1992).

Obr. 1 Mapa vývoja osídlenia na území Myjavskej pahorkatiny



Legenda: 1. hranice oblastí, osídlených v rôznych obdobiach, 2. hrady vybudované začiatkom neskorého stredoveku, 3. hranice geomorfologických celkov, 4. hranice geomorfologických podcelkov, 5. štátna hranica, 6. sídla: a) súčasné, b) zaniknuté, 7. železnice, 8. vodné nádrže, 9. vodné toky, 10. najdávnejšie osídlené územie, 11. územie osídlené v 14. storočí a začiatkom 15. storočia, 12. územie osídlené v čase kopaničiarskej kolonizácie od druhej polovice 16. do konca 18. storočia

Geomorfologické jednotky: 1. Myjavska pahorkatina, 1.1. Brančské bradlá; 2. Biele Karpaty, 2.1. Žalostinská vrchovina, 2.2. Javorinská hornatina, 2.3. Bošácke bradlá; 3. Považské podolie; 4. Malé Karpaty, 4.1. Brezovské Karpaty, 4.2. Čachtické Karpaty; 5. Trnavská pahorkatina, 5.1. Podmalokarpatská pahorkatina, 5.2. Trnavská tabuľa; 6. Dolnovážska niva; 7. Borská nížina; 8. Chvojnická pahorkatina

Z uvedeného vyplýva, že v priebehu staršej „výmoľovej“ periódy v oblasti Myjavskej pahorkatiny sa vyskytlo niekoľko chladnejších a najmä vlhších výkyvov, identifikovaných v rôznych

európskych krajinách, v priebehu ktorých mohlo k vzniku výmoľov v študovanom území naozaj dôjsť. Presnejšie a jednoznačnejšie sa však budeme môcť vyjadriť až po rekonštrukcii klímy v podmienkach Slovenska. V každom prípade to však kopaničiarski kolonisti mali veľmi náročné, keďže k extrémnym udalostiam, vedúcim k tvorbe výmoľov, dochádzalo zrejme prakticky od počiatkov kopaničiarskeho osídľovania.

Mladšia „výmoľová“ perióda medzi 80-tymi rokmi 18. storočia a 40-tymi rokmi 19. storočia, je evidentne späť s poslednou fázou LIA, ktorá podľa Lamba (1977) a čo je pre nás dôležitejšie aj podľa Brázdila (1996) skončila v polovici 19. storočia. Počiatok tejto fázy sa podľa Lamba (1977) spája s oživením katastrofických zrážok koncom 18. a začiatkom 19. storočia. Z čiastkových chladnejších a vlhších výkyvov v tomto období uvádzajú Briffa a Schweingruber (1992) roky 1800 – 1805, Brázdil (1994) pre Čechy roky 1780 – 1810 a 1820 – 1860. Popravde treba poznamenať, že posledne menovaný autor identifikoval dva chladné výkyvy aj v medziobdobí nami vyčlenených dvoch periód tvorby výmoľov, a to v rokoch 1730 – 1740 a 1750 – 1770. Z hľadiska vlhkostných pomerov južnej Moravy však práve 18. storočie bolo podľa Brázdila et al. (2002) najsuchším a 19. storočie najvlhším z posledných šiestich storočí.

V priebehu mladšej „výmoľovej“ periódy identifikovanej v oblasti Myjavskej pahorkatiny sa teda opäť vyskytlo niekoľko chladnejších a vlhších výkyvov, počas ktorých tu mohlo dôjsť k tvorbe výmoľov.

ZÁVER

Na Slovensku sa vyskytujú rozsiahle územia významným spôsobom postihnuté výmoľovou eróziou. Doterajšie výskumy výmoľov boli venované predovšetkým otázke ich priestorovej organizácie s osobitým zreteľom na hustotu výmoľovej siete. Prezentovaný príspevok sumarizuje výsledky niekoľkoročného výskumu autora v oblasti Myjavskej pahorkatiny, zameraného na otázky ktorým donedávna nebola venovaná náležitá pozornosť, a to na hodnotenie vzťahu medzi výmoľovou sieťou a predkolektívizačnou štruktúrou využívania krajiny, na datovanie vzniku výmoľov a na objasnenie príčin ich tvorby.

Výskum potvrdil, že drvivá väčšina výmoľov v študovanom území bola podmienená antropogénne a že výmoľová sieť kopíruje starú štruktúru využívania krajiny, najmä lineárne umelé krajinné prvky. V prevažnej časti územia, osídlenom v priebehu kopaničiarskej kolonizácie, boli rozmernejšie výmole vytvorené o období zhruba od polovice 16. storočia do 40-tych rokov 19. storočia, korešpondujúcom s LIA v zmysle Lamba (1977). V rámci tohto obdobia sme identifikovali dve periódy tvorby výmoľov, staršiu od počiatkov kopaničiarskej kolonizácie do 30-tych rokov 18. storočia, mladšiu od 80-tych rokov 18. storočia do konca LIA. Takto vyčlenené periódy tvorby výmoľov sú v rozpore s donedávna všeobecne prijímaným názorom Borka (1989), že v priebehu druhej polovice posledného milénia mohli v stredoeurópskych podmienkach výmole vznikať iba v druhej polovici 18. storočia. Hoci nevyhnutnú podmienku vzniku výmoľov v tomto období predstavovalo odlesňovanie územia kopaničiarskymi osadníkmi a expanzia poľnohospodárskej krajiny, spúšťacím mechanizmom katastrofickej výmoľovej erózie boli extrémne zrážkové a roztopové udalosti, zvýšená frekvencia ktorých sa podľa Starkela (2000) viazala práve na chladnejšie a vlhšie fluktuácie v rámci LIA. Zhruba od polovice 19. storočia došlo k redukcii tvorby výmoľov, trvajúcej dodnes. V oblastiach osídlených pred kopaničiarskou kolonizáciou, najmä na Z a JZ okraji Myjavskej pahorkatiny, sa vyskytujú výmole ktoré by mohli indikovať efekt ešte staršej fázy výmoľovej erózie, pravdepodobne zo 14. storočia (Stankoviansky, 2003a, b); potvrdenie tejto hypotézy však vyžaduje ďalší výskum.

Podakovanie: Príspevok bol vypracovaný v rámci účasti autora na riešení projektu VEGA č. 1/0038/03.

LITERATÚRA

- Bodnár, J. (1926): Obroda jednej obce na Slovensku. Myjava (Daniel Pažický).
Bork, H.-R. (1989): Soil erosion during the past millennium in central Europe and its significance within the geomorphodynamics of the Holocene. Catena Supplement 15, 121-131.
Brázdil, R. (1994): Climatic fluctuation in the Czech Lands during the last millennium. GeoJournal, 32.3, 199-205.

- Brázdil, R. (1996): Reconstruction of past climate from historical sources in the Czech Lands. In NATO ASI Series, Vol. I 41., Jones, P. D., Bradley, R. S., Jouzel, J., eds. *Climate Variations and Forming Mechanisms of the Last 2000 Years*. Berlin (Springer), pp. 409-431.
- Brázdil, R., Kotyza, O. (2001): Současná historická klimatologie a možnosti jejího využití v historickém výzkumu. *Časopis Matice moravské, Supplementum, CXX*, 17-59.
- Brázdil, R., Štěpánková, P., Kyncl, T., Kyncl, J. (2002): Fir tree-ring reconstruction of March-July precipitation in southern Moravia (Czech Republic), 1376-1996. *Climate Research*, 20, 3, 223-239.
- Briffa, K. R., Schweingruber, F. H. (1992): Recent dendroclimatic evidence of northern and central European summer temperatures. In Bradley, R. S., Jones, P. D., eds. *Climate Since A.D. 1500*. London (Routledge), pp. 366-392.
- Bučko, Š. (1980): Vznik a vývoj erózných procesov v ČSSR. In *Protierózná ochrana – zborník z konferencie*. Banská Bystrica (Dom techniky ČSVTS), pp. 1-14.
- Bučko, Š., Mazúrová, V. (1958): Výmoľová erózia na Slovensku. In Zachar, D., ed. *Vodná erózia na Slovensku*. Bratislava (Vydavateľstvo SAV), pp. 68-101.
- Drobný, J. P. (1908): Pamätnica cirkve ev. a. v. art. Veľko-Prietržskej. Myjava (Daniel Pažický).
- Glaser, R., Beck, CH., Beyer, U. (2000): Vom mittelalterlichen Wärmeoptimum über die Kleine Eiszeit ins moderne Treibhausklima. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 144, 4, 44-53.
- Harčár, J. (1995): Výmoľová erózia v SZ časti Nízkych Beskýd – vzťah ku štruktúre a reliéfu. In Hochmuth, Z., ed. *Reliéf a integrovaný výskum krajiny*. Zborník z vedeckej konferencie. Prešov (Pedagogická fakulta UPJŠ), pp. 19-31.
- Janáč, A. (1966): Erózia pôdy v podmienkach Nízkych Beskýd. *Geografický časopis*, 18, 3, 280-282.
- Janečko, E., Krébes, G., Cifra, J. (1955): Spustnuté pôdy a ich zalesňovanie. Bratislava (SVPL).
- Klimaszewski, M. (1981): *Geomorfologia*. Warszawa (PWN).
- Kňazovický, L. (1962): *Les, voda, pôda*. Bratislava (SVPL).
- Košťálik, J. (1965): Príspevok ku štúdiu erózie pôd v katastrálnom území Bojničky a Dvorníky. *Geografický časopis*, 17, 4, s301-318.
- Kozlík, V. (1958): Erózia a protierózívne opatrenie vo flyšovej oblasti východného Slovenska. In Zachar, D., ed. *Vodná erózia na Slovensku*. Bratislava (Vydavateľstvo SAV), pp. 383-410.
- Lamb, H. H. (1977): *Climate: Present, Past and Future, 2. Climatic History and the Future*. London (Methuen).
- Lukniš, M. (1954): *Všeobecná geomorfológia, I. časť*. Bratislava (SPN).
- Mazúr, E. (1974): Využitie zeme. In Lukniš, M., Princ, J., eds. *Slovensko. Ľud – I. časť*. Bratislava (Obzor), pp. 75-100.
- Midriak, R. (1966): Erózia spustnutých pôd Perísk. *Vedecké práce Výskumného ústavu lesného hospodárstva vo Zvolene*, 7, 19-42.
- Midriak, R. (1969): Erózia spustnutých pôd karbonátových podloží na Slovensku. *Náuka o Zemi, Pedologica* 5.
- Midriak, R., Lipták, J. (1995): Erosion and reforestation of abandoned lands in the Slovak karst biosphere reserve. *Ekológia, Supplement*, 2, 111-124.
- Morgan, R. P. C. (1995): *Soil erosion and conservation*. London (Longman).
- Paulíny, L. (1892): *Dejepis superintendencie nitrianskej*. Sväzok 2. Senica (Ján Bežo).
- Pfister, C., Brázdil, R. (1999): Climatic variability in sixteenth-century Europe and its social dimension: A synthesis. *Climatic Change*, 43, 5-53.
- Stankoviansky, M. (1997): Antropogénne zmeny krajiny Myjavskej kopaničiarskej oblasti. *Životné prostredie*, 31, 2, 88-93.
- Stankoviansky, M. (2000a): Differentiated geomorphic effect of gully erosion due to large scale land use changes. In Balteanu, D., Ielenicz, M., Popescu, N., eds. *Geomorphology of the Carpatho-Balkan Region. Proceedings of the Carpatho-Balkan Conference, Baile Herculane, Orsova, Drobeta Turnu Severin, Romania, October 11-17, 1998*. Bucuresti (CORINT), pp. 187-200.
- Stankoviansky, M. (2000b): Datovanie tvorby permanentných výmoľov na základe historických podkladov. In Lacika, J., ed. *Zborník referátov z 1. konferencie ASG pri SAV, Liptovský Ján, 21.-23. 9. 2000*. Bratislava (Asociácia slovenských geomorfológov pri SAV), pp. 99-105.
- Stankoviansky, M. (2003a): Geomorfologická odozva environmentálnych zmien na území Myjavskej pahorkatiny. Bratislava (Univerzita Komenského).
- Stankoviansky, M. (2003b): Historical evolution of permanent gullies in the Myjava Hill Land, Slovakia. *Catena*, 51, 223-239.
- Starkel, L. (2000). Heavy rains and floods in Europe during last millennium. In Obrębska-Starkel, B., ed. *Reconstructions of Climate and Its Modelling*. *Prace geograficzne*, 107, pp. 55-62.
- Zachar, D. (1970): *Erózia pôdy*. Bratislava (Vydavateľstvo SAV).

VPLYV ERÓZIE NA PRIESTOROVÚ HETEROGENITU HUMUSU A PRÍSTUPNÉHO FOSFORU V PÔDE

Erosion Effect on Spatial Heterogeneity of Available Humus and Phosphorus in Soil

Ján STYK

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, Regionálne pracovisko – Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, e-mail: styk.vupop@isternet.sk

Abstrakt

V podmienkach s rôznou intenzitou eróznno-akumulačných procesov sme sledovali vplyv vodnej erózie na kvantitatívne zmeny (priestorovú heterogenitu) prístupného fosforu a humusu (ako dôležitých faktorov pôdnej úrodnosti) v orných pôdach. Použitím všeobecnej rovnice zmyvu pôdy (USLE) bežnejšie známej ako „Wischmeier-Smithova rovnica“ v konkrétnych (lokálnych) podmienkach sme vypočítali potenciálnu stratu pôdnej hmoty (t/ha/rok). Pôda na sledovaných erózných transektoch je ovplyvnená procesmi vodnej erózie, ale ich intenzita vplyvu na pôdu je rozdielna (vplyv reliéfu, pôdy, rastliny, intenzity zrážok, spôsobu obhospodarovania atď.) čo detekujú aj výsledky profilovej distribúcie rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs . Výsledkom vplyvu vodnej erózie na pôdu sledovaných lokalít bola výrazná priestorová heterogenita sledovaných pôdných parametrov (prístupný fosfor, humus), ktorá bola spôsobená translokáciou pôdnej hmoty z erózných častí transektov a jej následnou akumuláciou v ich bázach (fosfor a humus sú relatívne pevne viazané na povrchy jemných častíc pôdnej hmoty). Dochádza k zníženiu obsahov sledovaných pôdných parametrov v erózných častiach sledovaných úsekov (s narastajúcou hĺbkou pôdneho profilu výrazne klesá ich obsah) a naopak ich nárast v bázach svahov.

Kľúčové slová: prístupný fosfor, humus, priestorová heterogenita, vodná erózia

Abstract

We studied the influence of water erosion on the spatial heterogeneity of available phosphorus and humus (as important soil fertility forming factors) in conditions of various intensity of erosive-accumulative processes. Using of Universal Soil Loss Equation (USLE) ordinarily known as a “Wischmeier-Smith’s equation” at the local conditions was calculated a potential soil matter loss (t/ha/year). We can say (on the basis of USLE results) the soil of these monitored transects is impacted by water erosion processes, but their intensity is various (local conditions influence). It was detected by the results of radioisotope ^{137}Cs profile distribution also. The effect of water erosion influence on the soil was the distinct spatial heterogeneity of monitored properties (humus, available phosphorus). It was the consequence of soil matter translocation from erosive part of transect to the base (accumulative part of slope). Phosphorus and humus are relatively firmly fixed on the surfaces of fine soil matter particles. Result is a decreasing of monitored parameters contents (with depth of soil profile) at the erosive part slope and on the contrary their contents increasing in the soil profile of accumulative part of transect.

Key words: available phosphorus, humus, spatial heterogeneity, water erosion

ÚVOD

Erózia pôdy patrí medzi významné degradačné procesy výsledkom ktorých často býva výrazné zníženie úrodnosti poľnohospodárskych pôd, v extrémnom prípade (pri úplnom odnose jemnozeme)

môže dôjsť až k úplnému zániku pôdy ako takej. Eróziu chápeme ako prírodný proces, ktorý v sebe zahŕňa rozrušovanie pôdneho povrchu (vplyvom kinetickej energie dažďa a povrchového odtoku), transport uvoľnenej pôdnej hmoty po svahu a jej následnú sedimentáciu (akumuláciu) v báze svahu. Vplyvom neuváženej ľudskej činnosti môžu byť erózne procesy výrazne akcelerované.

Negatívny vplyv erózie na pôdu sa neprejavuje len stratou jemnozeme, ale aj v priestorových zmenách dôležitých úrodnostných vlastností, ktoré sa veľkou mierou podieľajú pri formovaní pôdnej úrodnosti. V literatúre boli publikované rôzne výsledky týkajúce sa zníženia pôdnej úrodnosti vplyvom erózných procesov. Pasák (1984) vo svojej práci uvádza, že pri strate jemnozeme o hrúbke 10 mm dochádza k 3 % zníženiu pôdnej úrodnosti, ale Karniš (1985) hovorí že už pri strate 1 mm pôdnej hmoty nastáva 2 – 3 % zníženie úrodnosti pôdy. Pravdepodobne záleží na pôdnom type a výške jej produkčného potenciálu (Jambor, Ilavská, 1998).

V príspevku sa snažíme posúdiť mieru vplyvu vodnej erózie na priestorové kvantitatívne zmeny (priestorovú heterogenitu) sledovaných vlastností pôdy podieľajúcich sa na formovaní úrodnosti pôdy (prístupný fosfor, humus) vo vybraných, vodnou eróziou ohrozených lokalitách (v blízkosti obcí Zacharovce a Rišňovce). Prítomnosť eróžno-akumulačných procesov na konkrétnej lokalite chceme potvrdiť na základe profilovej distribúcie rádioaktívneho izotopu cézia (^{137}Cs) ako aj výpočtom potenciálnej straty pôdnej hmoty použitím známej „Wischmeier-Smithovej rovnice“ (USLE).

Humus v pôde je relatívne stály faktor (v rámci istého pôdneho typu, istej lokality), preto sa spomedzi pôdných parametrov práve humus zaraďuje medzi v celku spoľahlivé indikátory vplyvu vodnej erózie na pôdu. Jeho nevýrazné zmeny v pôde sledovanej lokality môžu ísť na vrub prirodzenej priestorovej heterogenity prostredia, avšak výrazná zmena obsahov humusu na transekte je vo veľkej miere indukovaná eróžno-akumulačnými procesmi vodnej erózie (Styk, 2002, 2003).

Prístupný fosfor je variabilnejší faktor ako humus, čo je spôsobené najmä jeho prísunom do pôdy vo forme rôznych druhov hnojív, ako aj spotrebou rastlinami (každý rastlinný druh má individuálne požiadavky na jeho príjem z pôdy). Pri intenzívnom pôsobení vodnej erózie na pôdu dochádza k odnosu pôdnej hmoty z erózných častí svahu a jej následnom akumulovaní v báze svahu. Fosfor sa podobne ako humus pomerne pevne viaže na povrchy jemných častíc pôdnej hmoty, a preto pri eróznom zmyve dochádza k zníženiu obsahov fosforu v pôde eróznej časti transektu. Na povrch pôdy sa dostávajú spodnejšie vrstvy (podornica), ktoré sú chudobné na obsah tohto prvku, nakoľko jeho prirodzená distribúcia v našich pôdach je pomerne nízka. Jeho obsah v pôde je možné zvýšiť prakticky len hnojením, čo konštatuje aj Kobza et al. (2002).

MATERIÁL A METÓDY

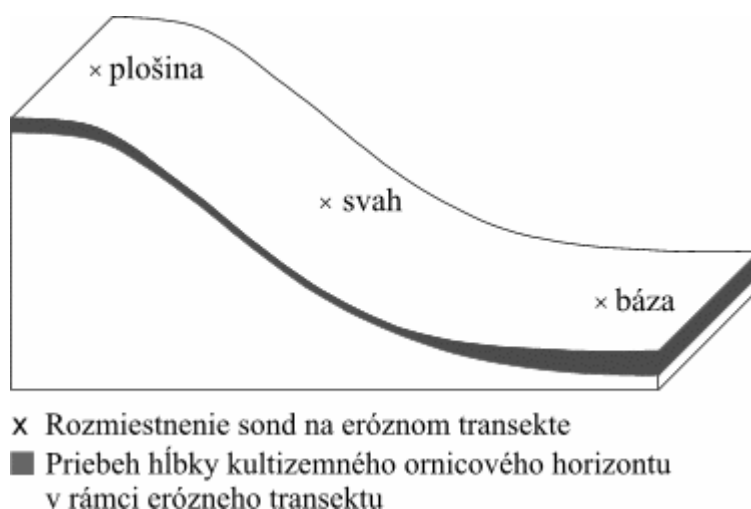
Erózne transekty (katény), na ktorých sme sledovali vplyv erózných procesov na priestorové kvantitatívne zmeny prístupného fosforu a humusu v pôde sme lokalizovali v erózne senzitívnych areáloch nachádzajúcich sa v blízkosti obcí Zacharovce (okres R. Sobota) a Rišňovce (okr. Nitra). Správnosť výberu transektu sme si overili na základe výpočtu potenciálnej straty pôdy, kde sme využili „Wischmeier-Smithovu rovnicu“ (USLE), ktorá je vyjadrená súčinom dvoch priamych (R, K) a štyroch nepriamych (L, S, C, P) faktorov (Wischmeier, Smith, 1978). Pri hodnotení intenzity vplyvu erózných procesov na pôdu za definované časové obdobie (35 – 40 rokov) využívame metódu profilovej distribúcie rádioaktívneho izotopu cézia (^{137}Cs). Využívame skutočnosť, že spomínaný izotop sa pevne viaže na koloidné zložky pôdy, jeho normálna profilová distribúcia (pri neerodovanej ornej pôde) je určená hĺbkou ornice (25 – 30 cm), pod ňou je jeho obsah nevýrazný. Táto schéma neplatí pre eróziu ovplyvnené pôdy, kde jeho výraznejší úbytok, resp. nárast pozorujeme v tých častiach územia, v ktorých dochádza k strate resp. akumulovaniu pôdnej hmoty. Pôda na ^{137}Cs bola analyzovaná v laboratóriách Výskumného ústavu jadrovej energie v Trnave.

Na každej zo sledovaných lokalít sa nachádzajú tri pedologické sondy (obr. 1) a to v časti svahu najmenej ovplyvnenej eróziou (referenčná), v eróznej (erózna) a v akumulačnej časti svahu (akumulačná). Odbery pôdných vzoriek sme uskutočnili v hĺbkových intervaloch po 5 cm až do hĺbky 45 cm. Z ornice, ktorá je orbou pravidelne premiešaná sme odobrali vzorku len z hĺbky 0 – 10 cm.

Pri analýzach humusu a fosforu sme použili štandardné metódy, ktoré využívame v rámci Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda v laboratóriách VÚPOP Bratislava (Fiala et al., 1999). Obsah prístupného fosforu bol stanovený pôvodnou metódou podľa Egnera, aby sa zachovala kontinuita (a možnosť porovnania) s analýzami uskutočnenými v rámci KPP (v rokoch 1961 až 1970).

Na stanovenie humusu v pôde sa použila metóda stanovenia organického uhlíka podľa Ťurina v modifikácii Nikitina.

Obr. 1 Priestorový model erózneho transektu



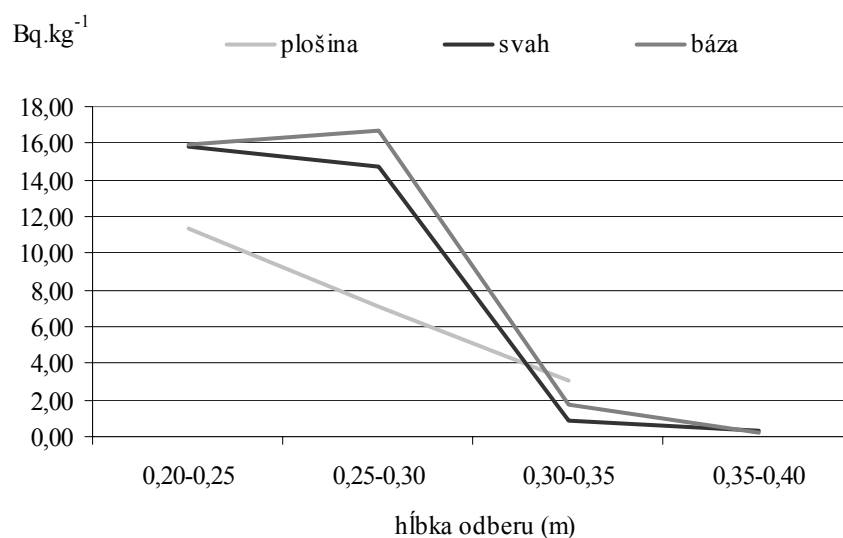
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Erózný transekt pri Zacharovciach

Sledovaná lokalita sa nachádza v pomerne členitom reliéfe Rimavskosobotskej pahorkatiny, pre ktorú sú charakteristické stredne ťažké až ťažké pôdy väčšinou hnedozemného typu. Erózný transekt je na svahu so sklonom od 8 do 12° a má dĺžku 115 m. Na celej ploche sa nachádza hnedozem pseudoglejová kultivovaná (Kolektív autorov, 2000).

Na základe výsledkov analýz ^{137}Cs vidíme jeho najnižšiu koncentráciu v hĺbke 35 cm v eróznej časti svahu čo svedčí o úbytku pôdnej hmoty (graf 1), no predpokladali sme, že jej akumulácia a tým pádom aj vyššie koncentrácie cézia budú v akumuláčnej časti sledovaného úseku výraznejšie.

Graf 1 Profilová distribúcia ^{137}Cs v jednotlivých častiach transektu pri Zacharovciach

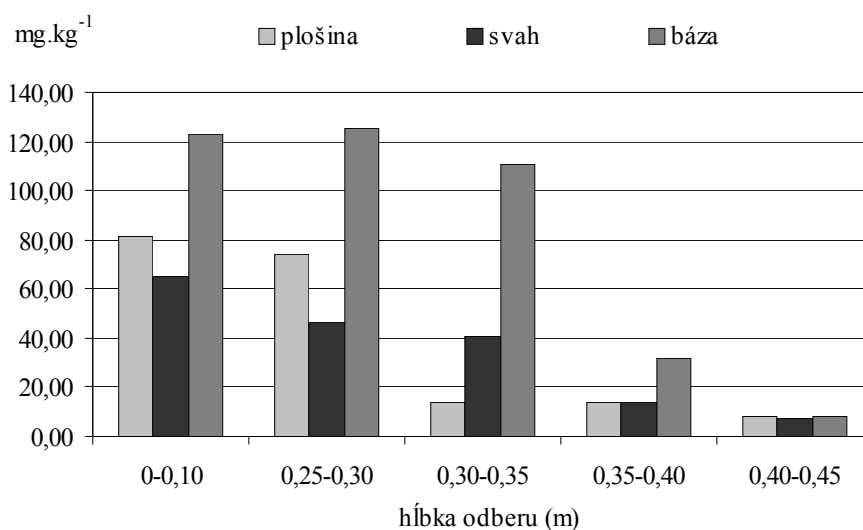


Priemerné množstvo vodnou eróziou pretransportovanej pôdnej hmoty (vypočítané použitím USLE) za rok predstavuje pre konkrétnu lokalitu a pestovanú plodinu (ozimná repka) 29,80 t/ha/rok. Týmto sa transekt zaraďuje podľa stupnice, ktorú používa Sviček (2003) do kategórie s vyššou potenciálnou stratou pôdy. Hĺbka orníkového kultizemného horizontu v referenčnej časti svahu (plošina) je 25 cm (najmenší v erózny vplyv), hĺbky spomínaného horizontu v eróziou ovplyvnených častiach sú nasledovné: v eróznej – 20 cm, v akumuláčnej – 35 cm (tab. 1).

Tab. 1 *Stručný popis pôdnych profilov v jednotlivých častiach transektov*

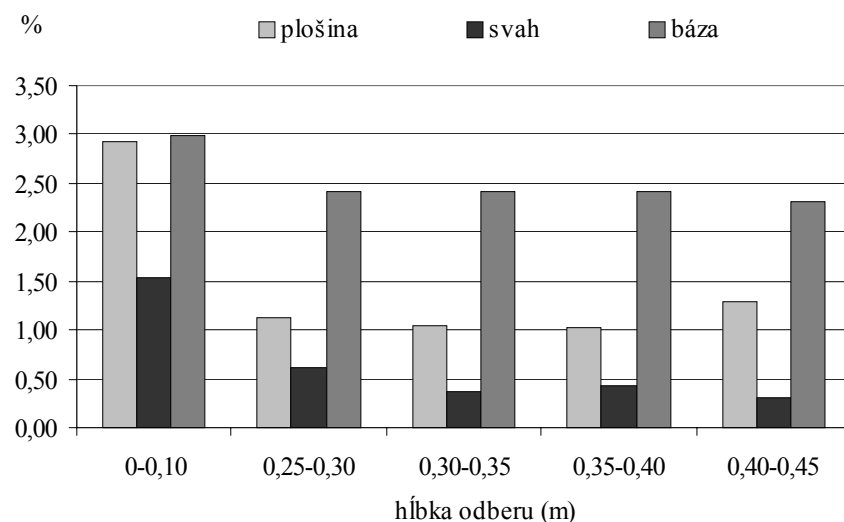
Zacharovce					Rišňovce			
Referenčná časť transektu (plošina)								
Klasifikácia	Hnedozem pseudoglejová kultizemná)				Klasifikácia	Černozem hnedozemná kultizemná		
horizonty	Akp	A/B	Btg	B/Cg	horizonty	Akp	A(Bt)/C	C
hĺbka (m)	0 – 0,25	0,25 – 0,35	0,35 – 0,50	> 0,50	hĺbka (m)	0 – 0,30	0,30 – 0,60	> 0,60
Erózná časť transektu (svah)								
Klasifikácia	Hnedozem pseudoglejová kultizemná				Klasifikácia	Hnedozem kultizemná erodovaná		
horizonty	Akp	A/B	Btg	B/Cg	horizonty	Akp	Bt	C
hĺbka (m)	0 – 0,20	0,20 – 0,30	0,30 – 0,40	> 0,40	hĺbka (m)	0 – 0,25	0,25 – 0,45	> 0,45
Akumulačná časť transektu (báza)								
Klasifikácia	Hnedozem pseudoglejová kultizemná				Klasifikácia	Čiernica kultizemná		
horizonty	Akp	Btg	B/Cg		horizonty	Akp	A/CGo	CGo
hĺbka (m)	0 – 0,35	0,35 – 0,60	> 0,60		hĺbka (m)	0 – 0,45	0,45 – 0,90	> 0,90

Graf 2 *Obsahy prístupného fosforu v pôde na transekte pri Zacharovciach*



Prítomnosť erózie na sledovanej lokalite sa prejavila aj v priestorových zmenách prístupného fosforu v pôdnom profile jednotlivých častí transektu. Z grafu 2 vidíme, že v hĺbke 30 cm v eróznej časti je jeho obsah približne o 63 % nižší a naopak v akumuláčnej časti o 70 % vyšší v porovnaní referenčným profilom (plošina). Podobnú priestorovú heterogenitu sme pozorovali aj pri distribúcii humusu (graf 3), kde boli jeho obsahy v eróznej časti transektu najnižšie v celej hĺbke pôdneho profilu (v podornici je jeho obsah o 75 % nižší než na plošine). V báze svahu ovplyvnenej akumuláčnymi procesmi erózie bol jeho obsah ešte v hĺbke 45 cm o 80 % vyšší než v pôdnom profile referenčnej časti. Fosfor a humus sa pomerne pevne viažu na povrchy jemných častíc pôdnej hmoty a preto pri eróznom odnose pôdnej hmoty dochádza na jednej strane k zníženiu ich obsahov v pôdnom profile eróznej časti transektu, a na druhej strane dochádza k ich zvýšeniu v profile akumuláčnej časti (Styk, 2003, Fulajtár, Janský, 2001).

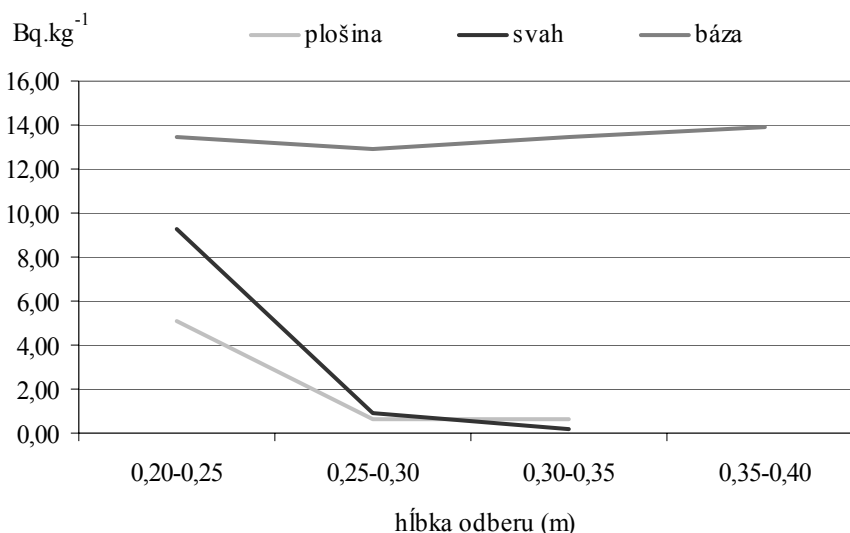
Graf 3 Obsahy humusu v pôde na transekte pri Zacharovciach



Erózný transekt pri Rišňovciach

Obec Rišňovce pri ktorej sa nachádza monitorovaný transekt je súčasťou Nitrianskej pahorkatiny, ktorá je známa ako prolúviálno-eolická pahorkatina. Nachádzajú sa tu prevažne stredne ťažké pôdy väčšinou černoziemného a hnedozemného typu vyvinuté na karbonátových sprašiach, ktoré môžu byť v komplexe s viatymi pieskami. Svahovitosť sledovaného úseku je od 10 do 12 stupňov a jeho dĺžka je 185 m. Spodná časť zasahuje do nivy potoka Andač s čiernicou modálnou kultizemnou. Vo vrcholovej (referenčnej) časti transektu sa nachádza černozem hnedozemná kultizemná a erózná časť svahu je charakteristická hnedozemou modálnou kultizemnou (erodovaná forma).

Graf 4 Profilová distribúcia ^{137}Cs v jednotlivých častiach transektu pri Rišňovciach



Profilová distribúcia ^{137}Cs v rámci jednotlivých častí transektu dokumentuje prítomnosť eróznou-akumulačných procesov. V referenčnej časti svahu sme zaznamenali klasickú schému profilového rozšírenia cézia, kedy sa v eróziu neovplyvnenej pôde cézium nachádza iba v orničnom horizonte. Najvyššie koncentrácie tohto izotopu boli namerané v akumuláčnej časti, kde ešte v hĺbke 40 cm je jeho obsah o tretinu vyšší ako v eróznej časti v ornici (25 cm). Uvedená skutočnosť potvrdzuje výraznú akumuláciu vodnou eróziou pretransportovanej pôdnej hmoty v tejto časti sledovaného úseku (graf 4). Podobné výsledky dosiahli vo svojich prácach aj Fulajtár s Janským (2001) a Linkeš, Lehotský a Stankoviansky (1992).

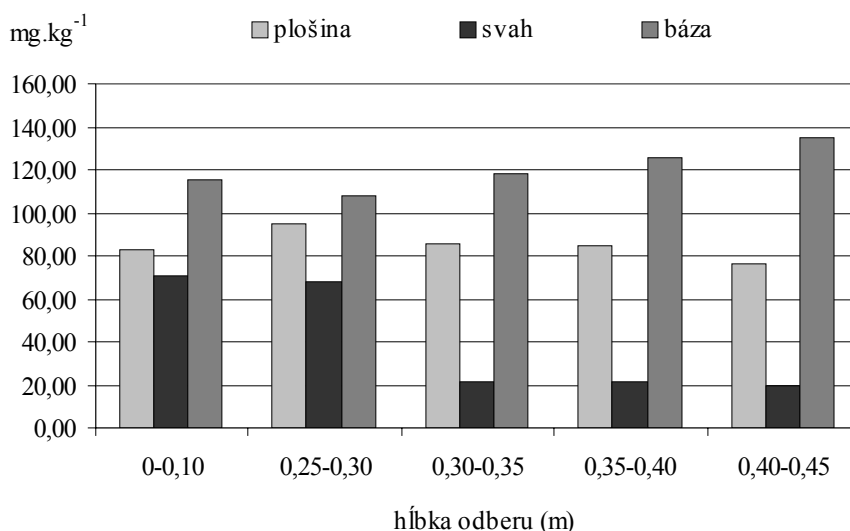
Použitím všeobecnej rovnice zmyvu pôdy (USLE) v podmienkach sledovanej lokality sme vypočítali potenciálne množstvo vodnou eróziou pretransportovanej pôdnej hmoty (50,88 t/ha/rok). Vypočítaná hodnota zaraďuje transekt do kategórie s extrémnou stratou pôdnej hmoty (veľmi intenzívne pôsobenie vodnej erózie na pôdu. Značný vplyv na túto skutočnosť má predovšetkým dĺžka honu a svahovitosť, pôdny druh, pestovaná plodina (repka ozimná), ako aj intenzita zrážok v tejto oblasti.

Výsledkom negatívneho vplyvu erózo-akumulačných procesov na sledovanom úseku sú rozdielne hrúbky ornícových kultizemných horizontov (na vrchole, ktorý je braný ako referenčný profil je jeho hrúbka 30 cm, v eróznej časti 25 cm, ale je viditeľné, že už bola prioraná podornica, a v báze je hrúbka humusového horizontu 45 cm), ktoré sa v rámci transektu menia (tab. 1).

Vplyv erózie sa prejavil aj na rozdielnych obsahoch prístupného fosforu a humusu v jednotlivých častiach transektu a sledovaných hĺbkach pôdnych profilov (priestorová heterogenita).

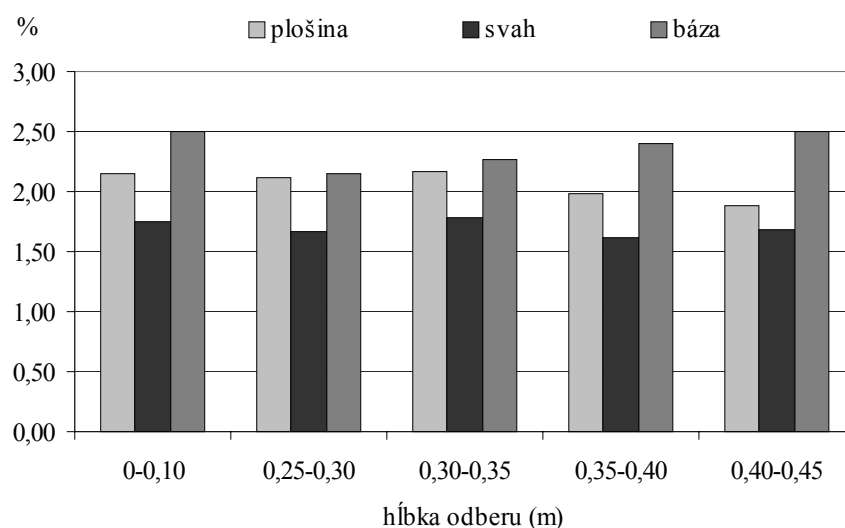
Na svahu, kde prebiehajú intenzívne erózne procesy, boli jeho obsahy najnižšie a s hĺbkou pôdy viditeľne klesali (graf 5), naopak najvyššie obsahy prístupného fosforu (zasahuje celú vzorkovanú hĺbku) sme zaznamenali v akumulačnej časti transektu. Dokumentujú to aj percentuálne rozdiely v obsahoch fosforu medzi vrcholom transektu (referenčný profil), svahom a bázou svahu (v podornici eróznej časti svahu je obsah fosforu nižší o 73 % a naopak v báze je jeho obsah o 77 % vyšší ako na vrchole sledovaného územia).

Graf 5 *Obsahy prístupného fosforu v pôde na transekte pri Rišňovciach*



Podobná situácia je aj s humusom (graf 6) kedy jeho najvyššie obsahy boli namerané v akumulačnej časti sledovaného územia (báza), kde dochádza k akumulácii vodnou eróziou pretransportovanej pôdnej hmoty. Jeho obsah sa do hĺbky 45 cm prakticky nemenil a je o 32 % vyšší ako na vrchole svahu, ktorý je vodnou eróziou ovplyvnený len nepatrne. Nižšie obsahy humusu boli namerané v eróznej časti transektu (v podornici je obsah humusu o 11 % nižší ako na plošine).

Graf 6 *Obsahy humusu v pôde na transekte pri Rišňovciach*



ZÁVER

Výsledky profilovej distribúcie rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs , a výpočet potenciálneho erózneho odnosu pôdnej hmoty použitím všeobecnej rovnice zmyvu pôdy (USLE) v konkrétnych podmienkach potvrdzujú prítomnosť eróžno-akumulačných procesov na obidvoch sledovaných úsekoch, avšak ich intenzita vplyvu na pôdu je rôzna. Vo veľkej miere je ovplyvnená dĺžkou transektu a jeho svahovitosťou, pôdnym typom, intenzitou zrážok, pestovanou plodinou (v našom prípade je rovnaká) a spôsobom obhospodarovania.

Stanovením potenciálneho erózneho odnosu pôdy na transekte pri Zacharovciach môžeme konštatovať, že sledovaný úsek patrí do kategórie s vyššou stratou pôdnej hmoty a transekt pri Rišňovciach zaradíme do kategórie s extrémne vysokou stratou pôdnej hmoty, čo dokumentujú aj výsledky analýz izotopu cézia v pôde.

Negatívny vplyv procesov vodnej erózie na pôdu v sledovaných lokalitách sa prejavil na výrazných kvantitatívnych zmenách obsahov monitorovaných pôdných parametrov (prístupný fosfor, humus), ktoré sa určitou mierou podieľajú na formovaní pôdnej úrodnosti poľnohospodárskych pôd. Jedná sa o výraznú priestorovú heterogenitu (zmeny v priestore) prístupného fosforu a humusu, ktorá bola spôsobená translokáciou pôdnej hmoty z erózných častí transektov a jej následnou akumuláciou v ich bázach (fosfor a humus sú relatívne pevne viazané na povrchy jemných častíc pôdnej hmoty). Výsledkom je zníženie obsahov sledovaných pôdných parametrov v erózných častiach sledovaných úsekov (s narastajúcou hĺbkou pôdneho profilu výrazne klesá ich obsah) a naopak ich nárast v bázach svahov. Pri dlhodobom intenzívnom pôsobení erózie na pôdu (v erózných častiach svahov) dochádza k zníženiu jej produkčnej schopnosti.

LITERATÚRA

- Fiala, K. et al.: Závazné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – Pôda. VÚPOP Bratislava, 1999, 142 s.
- Fulajtár, E., Janský, L.: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. VÚPOP Bratislava, 2001, 310 s.
- Jambor, P. - Ilavská, B.: Metodika protierózneho obrábania pôdy. VÚP Bratislava, 1998, 70 s.
- Karniš, J.: Erózia poľnohospodárskych pôd. In: Hraško, J.: Pôda a výživa rastlín. VÚPVR Bratislava, 1985, s. 78-83.
- Kolektív autorov: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. SPS, VÚPOP Bratislava, 2000, 76 s.
- Kobza, J. et al.: Monitoring pôd SR. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 1997 – 2001 (2. cyklus). VÚPOP Bratislava, 2003, s. 180.

- Linkeš, V., Lehotský, M., Stankoviánsky, M.: Príspevok k poznaniu vývoja vodnej erózie pôd na pahorkatinách Podunajskej nížiny s využitím ¹³⁷Cs. Vedecké práce č. 17. VÚPÚ Bratislava, 1992, s. 111-120.
- Pasák, V. et al.: Ochrana pôdy před erozi. St. zem. nakladatelství, Praha, 1984, 160 s.
- Styk, J.: Monitoring vplyvu vodnej erózie na zmeny sledovaných pôdnych vlastností. In: KOBZA, J. et al.: Monitoring pôd SR. Výsledky „Čiastkového monitorovacieho systému - Pôda“ ako súčasť Monitoringu životného prostredia za rok 2002 (1. rok 3. cyklu monitoringu pôd SR). Správa čiastkových úloh. VÚPOP Bratislava, 2002, s. 99-111.
- Styk, J.: Utilisation of remote sensing methods (especially IRS Pan satellite image) on detection of eroded agricultural soils. In: GABRIELS, D. – CORNELIS, W.: 25 years of assessment of erosion. International symposium, Ghent, Belgium. Proceedings. International centre for eremology and Ghent university, 2003, p. 457-464.
- Styk, J.: Monitoring vplyvu vodnej erózie na zmeny vybraných vlastností pôd. In: KOBZA, J. et al.: Monitoring pôd SR. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 1997 – 2001 (2. cyklus). VÚPOP Bratislava, 2003, s. 142-158.
- Sviček, M.: Modelovanie potenciálnej erózie a detekcia plôch erodovanej pôdy na Trnavskej pahorkatine a Krupinskej planine za použitia metód diaľkového prieskumu Zeme. In: Nestroy, O. - Jambor, P.: Aspekty vodnej erózie v Rakúsku, Maďarsku a na Slovensku. VÚPOP Bratislava, 2003, s. 137-153.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D.: Predicting rainfall erosion losses – Guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537. USDA, 1978.

VLASTNOSTI PÔDY PRÍRODNEJ REZERVÁCIE ŽITAVSKÝ LUH

Soil Properties of the Žitavský Luh Natural Reservation

Nora SZOMBATHOVÁ, Juraj CHLPÍK, Anton ZAUJEC, Erika TOBIAŠOVÁ,
Ján PRÁČ

*Slovenská poľnohospodárska univerzita, FAPZ, Katedra pedológie a geológie,
Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, e-mail: szombath@afnet.uniag.sk*

Abstrakt

Cieľom práce bolo zhodnotiť súčasný stav čiernice v okrajovej, juhovýchodnej časti prírodnej rezervácie Žitavský luh. PR bola zriadená na ochranu vtáctva viazaného na vodný a močiarny ekosystém. Výsledky analýz ukázali, že skúmaná čiernica (sonda bola vykopaná vo vzdialenosti 5 m od ornej pôdy) má vynikajúce vlastnosti. Problémom, ktorý zabraňuje jej vhodnému poľnohospodárskemu využívaniu je vysoká hladina podzemnej vody a časté podmáčanie pôdy. Vyradenie pôdy v blízkosti prírodnej rezervácie z poľnohospodárskeho využívania považujeme za správny. Takto sa podporí nárast plošného zastúpenia prirodzených ekosystémov a biodiverzity v krajine.

Kľúčové slová: vlastnosti pôdy, rezervácia

Abstract

The main aim is to evaluate present state of Mollic Fluvisols in border, south-east part of Nature Reserve Žitavský wetland. Nature Reserve was established for water and wetland bird protection. Results of analyses confirmed excellent properties of examined Mollic Fluvisols (soil pit was dug 5 m from arable land). The problem hindering proper agricultural using of is high level of groundwater and repeated water-logging of soil. We consider the restriction of soil close to Nature Reserve from agricultural using as right solution. By this way will be supported acreage enlarging of natural ecosystems and increasing the biodiversity in country.

Key words: soil properties, reservation

ÚVOD

Mokradňové typy ekosystémov sú významným komponentom ekologickej stability krajiny. Okrem toho, že sú biotopom mnohých vzácných druhov rastlín a živočíchov slúžia ako nepostrádateľná zásobáreň podzemných vôd. Napriek týmto faktom patria mokrade k najohrozenejším ekosystémom. Príčinou tohto stavu boli spôsoby využívania (odvodňovanie, využívanie ako orné pôdy) krajiny v minulosti a nezáujem širokej verejnosti v prítomnosti.

Prírodná rezervácia (PR) Žitavský luh sa nachádza v severnej časti okresu Nové Zámky v katastroch obcí Maňa, Kmeťovo a Michal nad Žitavou. PR bola zriadená na ochranu vtáctva viazaného na vodný a močiarny ekosystém v roku 1980, na pôvodnej výmere asi 140 ha. Po drastickej a necitlivej regulácii rieky Žitavy dokončenej v tom istom roku, zostalo z pôvodnej výmery chráneného územia súčasných 74,68 ha. Priebežne vykonávaným vedeckým prieskumom v PR sa zistil výskyt najmenej 180 druhov vtákov. Územie je bohaté na výskyt ďalších druhov živočíchov viazaných na mokradňový ekosystém.

Lokalita je predovšetkým významný migračný bod pre sťahovavé vtáctvo, ktoré tu nachádza miesto na odpočinok a zotavenie na svojej dlhej ceste počas jarného a jesenného ťahu. Nachádzajú sa tu štyri základné biotopy: otvorená vodná hladina, trvalo podmáčané plochy (na ktorých sú v rámci

Slovenska unikátne porasty ostríc), zamokrené a pravidelne kosené lúky a zachovaný brehový lužný porast v oblasti starého ramena Žitavy. Kombinácia uvedených ekosystémov a spoločenstiev vytvára ideálne podmienky na pestré druhové zloženie uvedenej lokality, ktorá je zaradená do medzinárodného programu chránených močiarnych spoločenstiev.

PR Žitavský luh sa nachádza v okrese Nové Zámky v nadmorskej výške 132 – 133 m n. m. na nive rieky Žitavy, ktorá rozdeľuje územie na časť prislúchajúcu k Hronskej sprašovej pahorkatine (východná časť) a k Žitavskej sprašovej pahorkatine. V povodí rieky Žitavy sú pôdotvorným substrátom nivné sedimenty, budované na báze štrkov, na ktorých sú piesky a kalové hliny. Južnú hranicu tvorí zvyšok pôvodného meandrovitého toku Žitavy (dĺžka asi 600 m). Zo západnej strany je ohraničená hrádzou jej zregulovaného toku. Na východe (40 – 60 m) sa tiahne pomerne frekventovaná cesta Žitavce – Maňa. Medzi cestou a rezerváciou je poľnohospodárska pôda, s nízkymi úrodami poľnohospodárskych plodín, ktorá býva od marca do júna často podmáčaná. Severnú hranicu PR tvorí hranica okresov Nitra a Nové Zámky. Od poľnohospodárskej ornej pôdy na severe samotnú PR oddeľujú pravidelne kosené lúčne spoločenstvá (asi 8 ha), ako ochranné pásmo. Najnižšie položené časti (nachádzajúce sa na juhovýchode lokality) sú močiarného charakteru. Severná a západná časť je vyššie položená a v západnej časti sa nachádza úzka meandrovitá depresia. Okolitá krajina má ráz mierne zvlnenej pahorkatiny, do ktorej sú zahĺbené korytá vodných tokov, ktoré vymodelovali pozdĺž svojich tokov riečne terasy. Na území sú rozšírené hnedozeme a černozeme.

Regulácia rieky Žitava patrí medzi nespočetné hrubé zásahy človeka do prírody, ktorý sledujúc iba svoje ekonomické záujmy dokázal zničiť mnohé prírodné spoločenstvá a tým tiež ohroziť aj vlastnú existenciu. Úsek Žitavy v oblasti medzi mestom Vrábľe, v okrese Nitra a obcou Húľ v okrese Nové Zámky oplýval v minulosti mnohými veľmi cennými prírodnými lokalitami. Necitlivá regulácia rieky v 60. a 70. rokoch minulého storočia narušila miestny systém ekologickej stability a tak bola prakticky zlikvidovaná väčšina pôvodných lúk mokradí a lužných lesíkov. Z nich ostali už len fragmenty, z ktorých je najcennejšia prírodná rezervácia Žitavský luh. K samotnej regulácii Žitavy v okolí Vrábľov došlo v rokoch 1972 – 1974 prehradením pôvodného toku rieky a vybudovaním nového kanála, ktorý je zboku chránený násypovými hrádzami. Záplavová funkcia Žitavy prestala existovať. Jedine v PR Žitavský luh dochádza k pravidelnému umelému zaplavovaniu, čím sa vzdialene imitujú podmienky z obdobia pred reguláciou. V súčasnosti sa z pôvodného koryta rieky zachovalo len asi 10 %. Nový kanál síce dobre plní protipovodňovú funkciu, ale z ekologického a biologického hľadiska je takmer bezcenný.

V rokoch 1980 – 1981 sa vybudovala ochranná hrádza v južnej časti rezervácie so stavidlom v juhovýchodnej časti na reguláciu výšky zaplavovania PR od spodnej (juhovýchodnej) časti smerom do severnej časti. Voda sa privádzala od hate v Žitavciach a medzi okrajom obce Michal n./Žitavou a západným okrajom PR. Zvolil sa nie príliš optimálny variant záplavového režimu, ktorý nemohol dokonale nahradiť pôvodný nivný režim.

Od roku 1980 po zahĺbení novovzniknutého toku Žitavy došlo na území k výrazným hydrologickým zmenám a v nasledujúcich rokoch tiež k zreteľnejším zmenám pôvodných rastlinných spoločenstiev územia – k rozoraniu väčšiny lúk z pôvodného 200 ha komplexu.

Bolo navrhnuté rozšírenie rozlohy PR o poľnohospodárske pozemky prenechané PD Maňa ležiace severne a južne. Ďalej ide o pozemky Pasienky a Luh nachádzajúce sa južne od PR. Sú to každoročne prirodzene podmáčané pozemky o celkovej rozlohe asi 80 ha s nízkymi úrodami poľnohospodárskych plodín. Bola navrhnutá revitalizácia uvedených lokalít opätovným založením lúčnych spoločenstiev. Ďalej bolo navrhnuté založenie lúčnych porastov na poľnohospodárskom pozemku medzi východnou hranicou PR a štátnou cestou Žitavce – Maňa. Je predpoklad, že realizáciou týchto opatrení sa existenciou vytvorených „nárazových lúčnych pásiem“ zamedzí negatívnym vplyvom vyplývajúcim z poľnohospodárskeho využívania pôdy v bezprostrednej blízkosti PR.

Navrhnuté opatrenia sa v roku 2004 začali realizovať. Je preto len otázkou času, kedy sa dosiahnu očakávané pozitívne výsledky.

MATERIÁL A METÓDA

V pôdnych vzorkách sme stanovili nasledovné parametre charakterizujúce vlastnosti pôdneho predstaviteľa:

- merná hmotnosť, objemová hmotnosť, pórovitosť

- zrnitostné zloženie pôdy – pipetovacou metódou
- pH – potenciometricky – vo H_2O , v $1 \text{ mol.dm}^{-3} \text{ KCl}$ a v $0,01 \text{ mol.dm}^{-3} \text{ CaCl}_2$ (Čurlík, a i., 2003)
- obsah uhličitanov – Jankovým vápnomerom (Čurlík, a i., 2003)
- suma výmenných bázičských kationov metódou Kappena (Hanes, 1999)
- hydrolytická acidita v $1 \text{ mol.dm}^{-3} \text{ CH}_3\text{COONa}$ (Hanes, 1999)
- obsah organického uhlíka (Cox) – oxidimetricky metódou Ľurina (Orlov, 1981)
- frakčné zloženie humusu – frakcionáciou Kononovej-Beľčikovej (Hanes a i., 1995)
- obsah ľahko oxidovateľného uhlíka C_{L} v neutrálnom prostredí (Loginow a i., 1987)
- stanovenie obsahu vodorozpustného uhlíka C_{hwl} (Körschens, Schulz, 1999)
- spektrofotometrické merania (Spekol 20).

Sledované parametre boli stanovené vo viacnásobných opakovaniach a vypočítané priemerné hodnoty uvádzame v tabuľkách.

Cieľom práce bolo zhodnotiť súčasný stav čiernice v okrajovej, juhovýchodnej časti prírodnej rezervácie Žitavský luh.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Stratigrafia pôdneho profilu

Pôdny horizont	Hĺbka	Popis horizontu
Amč	0,0 – 0,35 m	Tmavohnedý (10 YR 3/3) (za vlhka), so škvrnami Fe^{3+} do 5 – 7 %, vlhký, plastický, ílovito-hlinitý, bez skeletu, zrnitý, bez novotvarov, bez povlakov, so slabým prekorením, bez uhličitanov, prechod difúzny
Amč/CGo	0,35 – 0,62 m	Hnedý (10 YR 4/4) (za vlhka), so škvrnami Fe^{3+} do 30 %, vlhký, plastický, ílovito-hlinitý, bez skeletu, s nedefinovateľnou až polyedrickou štruktúrou, bez novotvarov a povlakov, so žiadnym prekorením, s obsahom uhličitanov do 1 %
CGo	0,62 – 1,0 m	Žltá hnedá (10 YR 5/6) (za vlhka), so škvrnami Fe^{3+} do 40 %, s obsahom uhličitanov > 5 %, so svahovými sedimentmi, sprašami zmiešanými s aluviálnymi naplaveninami

Zistili sme, že aktívna pôdna reakcia (pH v H_2O) bola v celom profile sondy slabo alkalická. Zaznamenali sme trend postupného zvyšovania pH s hĺbkou. Rovnako i výmenná pôdna reakcia (pH v KCl, pH v CaCl_2) sa s hĺbkou postupne zvyšovala od neutrálnej až po slabo alkalickú (tab. 1).

Katiónová sorpčná kapacita bola vysoká v hĺbke 0,0 – 0,6 m a v hĺbke 0,6 – 0,8 m veľmi vysoká a hydrolytická acidita bola mierna. Následne i pôdny sorpčný komplex bol plne nasýtený bázičskými kationmi a sorpčná nasýtenosť stúpala z 97,7 až po 99,4 % (tab. 1).

S charakteristikami sorpčného komplexu ako i s hodnotami pH korešponduje aj percentuálne zastúpenie uhličitanov, ktoré sme zistili v celom profile pôdnej sondy. Najvyšší obsah CaCO_3 sme zistili v C horizonte v hĺbke 0,6 – 0,8 m.

Najnižšie položeným miestom Žitavského luhu je jeho juhovýchodná časť. Severná a západná strana sú vyššie položené. Východná hranica je tvorená cestou, za ktorou sa dvíha mierny svah. Pôdotvorným substrátom hnedozeme na miernom svahu je karbonátová spraš. Na základe výsledkov stanovených chemických parametrov ako i polohy a reliéfu prírodnej rezervácie Žitavský luh a blízkeho okolia usudzujeme, že vysoké hodnoty pH, hodnôt S, T, V, obsahu uhličitanov a nízka hydrolytická acidita svedčia o akumulácii sprašového materiálu pochádzajúceho z blízkeho mierneho svahu. Chemické i fyzikálne parametre sme stanovovali po 0,1 m vrstvách, čo nám umožnilo dobre sledovať akumuláciu eolického a fluviálneho materiálu. V spodnej časti pôdneho profilu bola akumulácia karbonátovej spraše natoľko zreteľná, že sme ju pozorovali ako výrazne sfarbenú vrstvu v hĺbke 0,6 – 0,8 m.

Tab. 1 *Sorpčné vlastnosti, pH a obsah uhličitánov*

Hĺbka [m]	H	S	T	V [%]	pH _{H2O}	pH _{KCl}	pH _{CaCl2}	CaCO ₃ [%]
	[mmol.kg ⁻¹]							
0,0 – 0,1	7,0	292	299,0	97,7	7,58	6,98	7,17	–
0,1 – 0,2	6,1	294	300,1	98,0	7,88	7,08	7,40	–
0,2 – 0,3	5,3	276	281,3	98,1	8,04	7,15	7,43	–
0,3 – 0,4	4,6	245	249,6	98,2	8,01	7,20	7,51	–
0,4 – 0,5	4,9	266	270,9	98,2	7,90	7,18	7,66	–
0,5 – 0,6	3,7	250	253,7	98,6	7,90	7,22	7,70	–
0,6 – 0,7	3,2	479	482,2	99,3	8,35	7,57	7,89	1,05
0,7 – 0,8	3,0	459	462,0	99,4	8,37	7,58	7,86	2,45

H – hydrolytická kyslosť

S – obsah výmenných bázičských katiónov

T – celková sorpčná kapacita

V – nasýtenosť sorpčného komplexu bázičskými katiónmi

Keď zoberieme do úvahy skutočnosť, že juhovýchodná časť Žitavského luhu je najnižšie položená, a keď si túto skutočnosť premietneme i do zisteného pôdneho chemizmu sondy č. 1 vykopanej na JV strane a dvoch vrtov (vrty 2, 3) na severnej strane Žitavského luhu môžeme predpokladať, že:

- a) na severnej strane Žitavského luhu bola erózia pôdy z blízkeho mierneho svahu intenzívnejšia a následne i akumulácia prevažne sprašového materiálu v PR Žitavský luh, v porovnaní s JV stranou Žitavského luhu,
- b) intenzita erózie pôdy z blízkeho mierneho svahu bola rovnaká ako v JV, tak i v severnej časti Žitavského luhu, no naakumulovaný pôdny materiál oderodovaný z hnedozeme bol v juho-východnej časti Žitavského luhu prekrytý ďalšími sedimentmi Žitavy, keď sa táto vyliala z koryta pri záplavách. Skutočnosť, že samotná PR Žitavský luh sa mierne zvažuje smerom od severnej a západnej k JV tiež podporuje tento predpoklad. Aj z hľadiska reliéfu, nižšie položená JV strana by preto mala byť viac ovplyvnená riečnou akumuláciou ako vyššie položená severná a západná strana.

Ak si porovnáme chemizmus jednotlivých odberových miest – sonda č. 1 a vrty č. 1, 2 a 3 zistíme, že i stanovené chemické parametre svedčia o zvýšenej akumulácii karbonátového sprašového materiálu na severnej strane Žitavského luhu.

Ďalším zo sledovaných parametrov je obsah a kvalita humusu. V pôdnom profile sondy obsah humusu rovnomerne s hĺbkou klesal. V najvyšších vrstvách humusového horizontu - teda horizontu najbohatšieho na organickú hmotu, ktorý je hlavným nositeľom koreňového systému a je najviac biologicky oživený, sme zistili vysoký obsah humusu (tab. 2). V prechodnom A/C horizonte bol obsah humusu nízky a v C horizonte veľmi nízky.

Obsah horúcou vodou rozpustného uhlíka (C_{hwl}), ako i uhlíka ľahko oxidovateľného (C_L) pomocou $1/3 \text{ mol.dm}^{-3} \text{ KMnO}_4$ (oxidácia s KMnO_4 v podstate simuluje mikrobiálnu oxidáciu) sa v profile rovnomerne s hĺbkou znižovali (tab. 2).

Obe stanovené frakcie organického uhlíka sú súčasťou ľahko rozložiteľných foriem organickej hmoty v pôde, ktorá je prístupná mikrobiálnemu rozkladu. Horúcou vodou rozpustná frakcia (C_{hwl}) je najľahšie rozložiteľnou frakciou organickej hmoty, a v pôde je zastúpená najmä vo formách ľahko rozložiteľných zlúčenín z koreňových exudátov, plazmy odumierajúcich mikroorganizmov, vodo-rozpustných sacharidov, aminokyselín, peptidov...

Aj frakciu ľahko oxidovateľného uhlíka C_L pokladajú Conteh a Blair (1998) za labilnú, ktorá je rýchlejšie rozložiteľná a preto i rýchlejšie obnoviteľná v čase ako celkový obsah organického uhlíka (Cox). Labilná forma organického uhlíka (C_L) je citlivejším ukazovateľom zmien obsahu pôdnej organickej hmoty ako Cox. Podľa Conteha a i. (1999) labilná frakcia organického uhlíka je v pôde zastúpená najmä fulvokyselinami, polysacharidmi a mikrobiálnou biomasou, ktoré môžu podliehať ďalším procesom premeny a humifikácie – teda transformácii na C_{NL} – nelabilnú frakciu organickej hmoty zastúpenú najmä humínmi a stabilnými polysacharidmi. Vo vrchných vrstvách pôdneho profilu

sme zistili väčšie zastúpenie labilného, teda ľahko rozložiteľného, pre mikroorganizmy prístupného organického uhlíka čo svedčí o skutočnosti, že pôdna organická hmota je v spodných častiach pôdneho profilu zastúpená najmä jej stabilnými formami.

Iným stanovením kvality humusu bola frakcionácia metódou Kononovej-Belčikovej. Zaujímavá bola dynamika postupného zvyšovania kvality humusu s hĺbkou v profile. Je opačná, akú by sme v profile očakávali. Aj tento fenomén pripisujeme akumulácii oderodovanej pôdy z blízkeho mierneho svahu, keď erózií podliehajú najmä najvrchnejšie časti humusového, teda najkvalitnejšieho horizontu (tab. 2).

Tab. 2 Kvantitatívne a kvalitatívne parametre humusu

Hĺbka [m]	C _{ox} [mg.g ⁻¹]	C _{HK} :C _{FK}	Q _{4/6} HL	Q _{4/6} HK	C _{hwl} [% z Cox]	C _L [% z Cox]	C _{NL} [% z Cox]
0,0 – 0,1	22,29	1,012	4,453	3,539	3,12	10,52	89,48
0,1 – 0,2	19,31	0,912	4,066	3,415	2,72	9,45	90,55
0,2 – 0,3	15,69	1,030	4,331	3,431	2,55	8,88	91,12
0,3 – 0,4	7,55	1,753	4,029	3,436	1,76	7,81	92,19
0,4 – 0,5	6,06	1,667	4,011	3,098	1,48	9,13	90,87
0,5 – 0,6	5,49	1,869	4,126	3,021	1,50	7,89	92,11
0,6 – 0,7	4,34	1,842	3,786	3,120	1,06	6,17	93,83
0,7 – 0,8	3,88	1,753	3,824	2,818	0,79	0,74	99,26

Cox – celkový obsah organického uhlíka

C_L – labilná frakcia organického uhlíka oxidovateľného pomocou 1/3 mol.dm⁻³ KMnO₄

C_{NL} – nelabilná frakcia organického uhlíka odolného voči oxidácii pomocou 1/3 mol.dm⁻³ KMnO₄

C_{hwl} – horúcou vodou rozpustný uhlík

C_{HK}:C_{FK} – pomer obsahu uhlíka humínových kyselín k fulvokyselinám

Q_{4/6} HL – farebný koeficient humusových látok

Q_{4/6} HK – farebný koeficient humínových kyselín

Tab. 3 Obsah prístupných živín

Hĺbka [m]	N [mg.kg ⁻¹]	P [mg.kg ⁻¹]	K [mg.kg ⁻¹]
0,0 – 0,1	1 980	162	730
0,1 – 0,2	1 924	118	463
0,2 – 0,3	1 700	86	418
0,3 – 0,4	1 000	120	365
0,4 – 0,5	720	166	345
0,5 – 0,6	755	144	348
0,6 – 0,7	580	150	340
0,7 – 0,8	573	120	360

Pomerne vysoké obsahy prístupného fosforu a draslíka aj v Amč/CGo a CGo-horizonte takisto svedčia o akumulácii pôdneho materiálu obsahujúceho sledované živiny odneseného z humusových horizontov okolitých kultivovaných hnezozemí (tab. 3).

V sonde sme stanovovali aj fyzikálne vlastnosti a zrnitosť zloženie pôdy.

Predpoklad, že merná hmotnosť (ζ_s) bude s hĺbkou rovnomerne stúpať sa nepotvrdil. ζ_s sa v profile menila nerovnomerne, čo pripisujeme rôznym druhom sedimentov, ktoré tvoria pôdotvorný substrát sledovanej čiernice (tab. 4). Tendenciu rovnomerného zvyšovania sme zaznamenali v parametri objemová hmotnosť pôdy (ζ_d). Pórovitosť sa rovnomerne znižovala so stúpaním ζ_d .

Tab. 4 Ukazovatele fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností

Hĺbka [m]	Stav ukazovateľov v čase odberu				
	[t.m ⁻³]		[%]		[%]
	ρ_s	ρ_d	p	θ	V_{am}
0,0 – 0,1	2,52	1,27	49,60	43,02	6,58
0,1 – 0,2	2,70	1,39	48,52	43,79	4,79
0,2 – 0,3	2,54	1,42	44,09	41,89	2,20
0,3 – 0,4	2,60	1,53	41,15	36,44	4,71
0,4 – 0,5	2,54	1,56	38,58	35,63	2,95
0,5 – 0,6	2,68	1,55	36,94	36,44	0,50
0,6 – 0,7	2,66	1,57	40,98	36,41	4,57
0,7 – 0,8	2,55	1,54	39,60	39,45	0,15

Hĺbka [m]	Stav ukazovateľov po nasýtení vodou, jej odtokaní a ustálení									
	%									
	Θ_{KN}	Θ_{30}	P_n	Θ_{KMK}	V_A	Θ_{RK}	Θ_{20}	Θ_v	Θ_p	W_v
0,0 – 0,1	44,60	42,99	6,61	42,15	7,45	41,02	29,55	12,34	28,68	30,68
0,1 – 0,2	45,56	44,10	4,42	43,19	5,33	41,89	29,24	10,27	31,62	33,43
0,2 – 0,3	43,02	41,56	2,53	40,86	3,23	40,09	27,99	9,84	30,25	32,05
0,3 – 0,4	39,12	37,73	3,42	37,03	4,12	35,88	26,98	13,63	22,25	14,19
0,4 – 0,5	36,91	35,61	2,97	35,01	3,57	34,17	25,06	11,40	22,77	24,23
0,5 – 0,6	37,43	36,21	0,73	35,63	1,31	34,59	24,72	9,92	24,67	26,52
0,6 – 0,7	37,53	36,53	4,45	35,84	5,14	35,21	23,73	6,53	28,68	29,82
0,7 – 0,8	40,95	39,84	–	39,20	0,40	38,61	27,65	11,21	27,40	28,24

ς_s – merná hmotnosť, ς_d – objemová hmotnosť redukovaná, P – celková pórovitosť, P_n – objem nekapilárnych pórov, P_K – objem kapilárnych pórov, V_{am} – minimálna vzdušná kapacita, V_A – momentálny obsah vzduchu, θ – momentálny obsah vody v pôde, θ_{KN} – kapilárna nasiakavosť, θ_{30} – vlhkosť tridsaťminútová, θ_{KMK} – maximálna kapilárna vodná kapacita, θ_{RK} – retenčná vodná kapacita, θ_p – využiteľná vodná kapacita, θ_v – bod vädnutia, W_v – vlhkosť vädnutia

Agregátové zloženie zisťované „za sucha“ poukázalo na veľmi dobrý štruktúrny stav humusového horizontu. I keď sa pomerné zastúpenie jednotlivých veľkostných kategórií štruktúrnych agregátov zmenilo pri zisťovaní zloženia vodoodolných makroagregátov, no z hľadiska veľkosti najkvalitnejšiemu veľkostnému rozpätiu (0,5 – 3 mm) zodpovedá až 79,6 % makroagregátov. Preto usudzujeme, že štruktúra sledovanej čiernice je dobrá (tab. 5).

Výsledky zrnitostného zloženia potvrdzujú vrstevnatosť, a teda akumuláciu rôznorodého materiálu, či už aluviálneho, alebo eolického pôvodu zistenú pri rozboroch chemických vlastností pôdy a zároveň nám pomáhajú vysvetliť aj výrazne sa meniace ostatné fyzikálne parametre v pôdnom profile, ktoré vo veľkej miere závisia od zrnitostného zloženia pôdy. Napríklad vysoký obsah frakcie piesku v hĺbke 0,6 – 0,8 m nám pomáha vysvetliť, prečo bola v tejto hĺbke pórovitosť až 41 % ako i percentuálne zastúpenie nekapilárnych pórov 4,45 % a momentálny obsah vzduchu 4,57 %.

Podľa trojuholníkového diagramu zaradujeme všetky horizonty do pôdneho druhu Si (ilovitohlinitá) – teda stredne ťažká pôda (tab. 6).

Tab. 5 Agregátové zloženie pôdy

Hĺbka [m]	zastúpenie frakcií agregátov ("za sucha") [%]						
	> 7,0 mm	> 5,0 mm	> 3,0 mm	> 1,0 mm	> 0,50 mm	> 0,25 mm	< 0,25 mm
0,0 – 0,10	36,40	23,40	19,84	14,24	3,84	1,64	0,64

Hĺbka [m]	zastúpenie vodoodolných frakcií agregátov [%]						
	< 0,25 mm	> 0,25 mm	> 0,50 mm	> 1,0 mm	> 2,0 mm	> 3,0 mm	> 5,0 mm
0,0 – 0,10	11,20	7,20	12,88	31,92	21,20	13,60	2,00

Tab. 6 Zrnitostné zloženie pôdy

Horizont	Hĺbka [m]	zrnitostné frakcie [%]					
		> 0,25 mm	0,25 – 0,05 mm	0,05 – 0,01 mm	0,01 – 0,001 mm	< 0,001 mm	< 0,01 mm
Amč	0,1 – 0,35	6,68	20,59	20,50	19,82	32,41	52,23
Amč/CGo	0,35 – 0,60	9,73	17,46	17,61	17,65	37,55	55,20
CGo	0,60 – 0,80	13,90	15,82	16,68	17,50	36,10	53,60

Vysoká hladina podzemnej vody (1 m) ovplyvnila hydrofyzikálne a z nich vyplývajúce aeračné vlastnosti pôdy, a to najmä v C-horizonte neustále ovplyvnenom vysokou hladinou podzemnej vody, ktorá kapilárnym vztláním ovplyvňuje aj A/C horizont a spôsobuje morfológické oxidačno-redukčné znaky prejavujúce sa sivo-červenými škvrnami (asi 30 %-ná škvrnitosť). V C-horizonte bola škvrnitosť až 40 %.

ZÁVER

Z popisu fyzikálnych a chemických parametrov vyplýva, že skúmaná čiernica (sonda č. 1 bola vykopaná vo vzdialenosti 5 m od ornej pôdy) má vynikajúce vlastnosti. Problémom, ktorý zabraňuje jej vhodnému poľnohospodárskemu využívaniu je vysoká hladina podzemnej vody (1 m od povrchu) a časté podmáčanie pôdy. Návrh opatrení, ktoré sa týkajú vyradenia pôdy v blízkosti prírodnej rezervácie Žitavský luh z poľnohospodárskeho využívania považujeme z pôdoznaleckého ako aj z pestovateľského hľadiska za správny. Takto sa podporí nárast biodiverzity na väčšej ploche. Uchovanie čo najväčšieho plošného zastúpenia prirodzených ekosystémov v krajine je jedným z princípov správnej starostlivosti o pôdu a pôdnu organickú hmotu.

Výsledky boli získané v rámci projektu VEGA 1/0196/03 "Štúdium diverzity biocenóz Prírodnej rezervácie Žitavský luh vo vzťahu k jednotlivým zložkám biotopov."

LITERATÚRA

- Conteh, A., Blair, G.J., 1998. The distribution and relative losses of soil organic carbon fractions in aggregate size fractions from cracking clay soils (Vertisols) under cotton production. Australian Journal of Soil Research., 36, 1998, s. 257-271.
- Conteh, A., Blair, G.J., Lefroy, R.D.B., Whitbread, A., 1999. Labile organic carbon determined by permanganate oxidation and its relationships to other measurements of soil organic carbon. Humic Substances in the Environment, 1, 1999, č. 1, s. 3-15.
- Čurlík, J., 2003. Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava: Suma print Bratislava, 2003, 250 s. ISBN 80-967696-1-8
- Hanes, J., 1999. Analýza sorpčných vlastností pôd. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôd, 1999, 138 s. ISBN 80-85361-47-7
- Hanes, J., Chlpík, J., Mucha, V., Sisák, P., 1995. Pedológia. Nitra: SPU Nitra, 1995, 153 s. ISBN 80-7137-195-5
- Körschens, M., Schulz, E., 1999. Die organische Bodensubstanz. Leipzig-Halle: Gm bH, 1999. Nr. 13.
- Loginow, W. a i., 1987. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. In: Polish journal of soil science, roč. 20, 1987, č. 1, s. 47-52.
- Orlov, D.S., 1974. Gumusovyje kysloty počvy. 1. Vyd. Moskva, Izdatel'stvo Moskovskovo universiteta 1974, s. 126-204.
- www.sovs.sk/fv_zitavsky_luh.htm
- www.seps.sk/zp/eic/newluh2.htm
- www.fns.uniba.sk/zp/szopk/limonka/1-98.htm

VZTAH MEZI RETENCÍ FOSFORU A ACIDIFIKACÍ LESNÍCH PŮD

Relations between Phosphorus Retention and Acidification of Forest Soils

Bořivoj ŠARAPATKA¹, Pavel DLAPA², Milan BUSSINOW¹

¹ *Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého
v Olomouci, e-mail: sar@risc.upol.cz*

² *Katedra pedologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Komenského v Bratislavě,
e-mail: dlapa@fns.uniba.sk*

Abstrakt

Příspěvek hodnotí problematiku acidifikace půd a retenci fosforu na vybraných lokalitách v České republice a na Slovensku. Studované půdy českých lokalit jsou silně ovlivněny antropogenní činností související s těžbou polymetalických rud, zatímco hodnocené půdy Slovenska jsou přirozeně kyselými horskými půdami. V půdách ovlivněných antropogenní činností se acidifikace zastavila na pufrací bariéře železa (v B-horizontu i hliníku), přirozeně kyselé horské půdy se nacházejí v pufrací oblasti hliníku. Získané výsledky naznačují, že hodnota půdní reakce a obsah amorfních forem Al a Fe jsou hlavními faktory, které ovlivňují fixaci fosforu, která se pohybuje kolem 90 %.

Klíčová slova: retence, fosfor, acidifikace, lesní půda

Abstract

This paper evaluates the problems of soil acidification and phosphorus retention at chosen sites both in the Czech and Slovak Republics. The studied Cambisols at the Czech sites are strongly influenced by anthropogenic activities connected with former polymetalic ore mining activities while the soils of the Slovak Republic are natural mountainous acid soils. In soils affected by anthropogenic activities the acidification stopped in iron buffering range (in B-horizon also in the aluminium range) and the natural acid soils in the Slovak Republic are in the aluminium buffering range. The results indicate that soil acidity and the content of amorphous forms of Al and Fe are the main factors affecting phosphorus retention, in fact nearly 90 per cent.

Key words: retention, phosphorus, acidification, forest soil

ÚVOD

Acidifikace půd je jedním z výrazných faktorů regulujících druhovou skladbu ekosystémů a limituje produkci rostlin. Zatímco procesy zapojené do acidifikace půdy jsou relativně dobře známy, méně prostudovaná zůstává oblast týkající se ekofyziologických mechanismů negativního působení půdní acidity na růst rostlin. Všeobecně je přijímáno, že hlavním faktorem toxicity kyselých půd je hliník, jehož mobilizace způsobuje také deficit makroživin (Ca, Mg, K a P) (Ulrich et al., 1991, Janhunen et al., 1995 a další).

Kyselý stres se projevuje jako koncentrace kyselin v půdním roztoku. Nejvýznamnějšími jsou ionty Al, protony H^+ , ionty Mn, Fe a některých těžkých kovů. Měřítkem kyselého stresu může být buď koncentrace nebo aktivita těchto iontů v půdním roztoku, nebo poměry iontů (např. Ca/H, Ca/Al, Mg/Al). Hlavními překážkami pro růst rostlin na kyselých minerálních půdách jsou toxické koncentrace prvků (např. Al), H^+ , anebo nízká dostupnost minerálních živin v důsledku jejich rozpustnosti (např. P), nízkých zásob v půdě a zhoršeného příjmu (např. Mg^{2+}) při vysokých koncentracích H^+ (Marschner 1991).

CÍL PRÁCE A STUDOVANÉ LOKALITY

V příspěvku prezentujeme výsledky z vybraných lokalit České republiky a Slovenska, kde je mimo jiné problémem acidifikace půd, kontaminace těžkými kovy a retence fosforu.

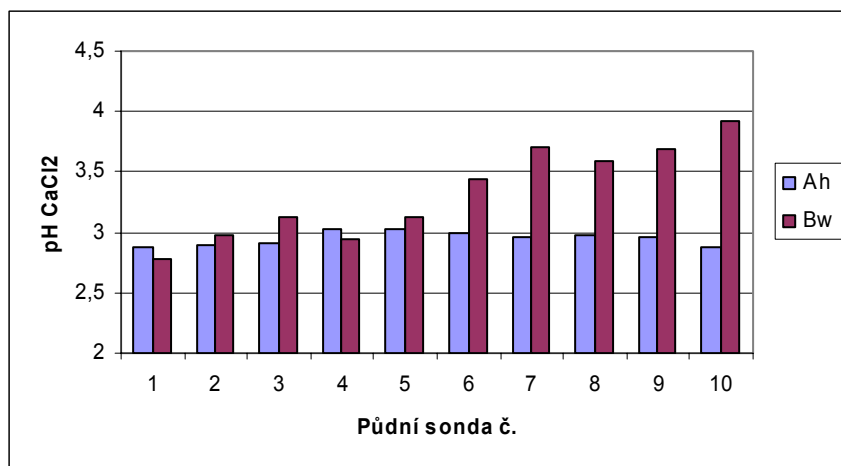
Výzkum byl prováděn na lokalitách v České republice (Zlaté Hory), které byly zatíženy antropogenní činností po těžbě polymetalických rud s navátím flotačního kalu z blízkého odkaliště. Druhou skupinu analyzovaných půd tvoří přirozeně kyselé horské půdy ze slovenských lokalit. Při studiu byly použity vzorky A a B-horizontů kryptopodzolů a podzolů z Vysokých Tater (Roháče), Nízkých Tater (Chabenec, Magurka) a Malé Fatry (Martinské hole), vznikající ze zvětralin žul, granodioritů a pararul. Jedná se převážně o lesní půdy, které nebyly lokálně antropogenně ovlivněné. Je však nutné předpokládat, že i pH těchto půd bylo sníženo v důsledku globálního působení kyselých dešťů, hlavně ve druhé polovině 20. století.

VÝSLEDKY

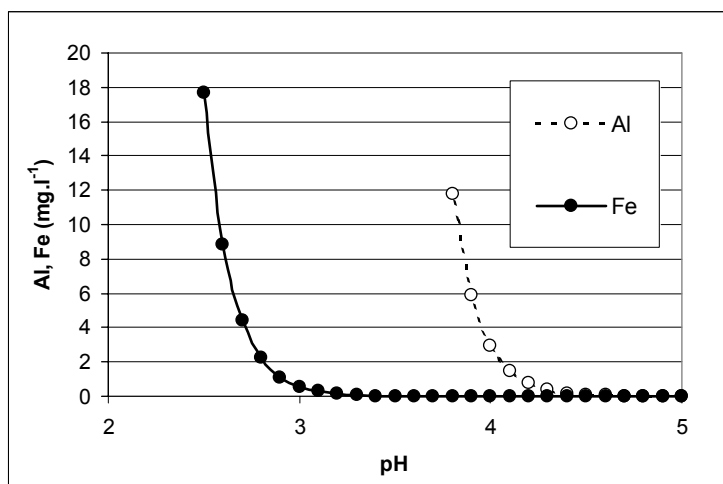
V lokalitě Zlaté Hory probíhala těžba polymetalických rud a dochází zde ke zvětrávání sulfidů. V A-horizontech kambizemí se acidifikace zastavila na pufrací bariéře železa. Hlavním neutralizačním procesem je zde rozpouštění hydratovaných oxidů železa. Mírně odlišná situace je v B-horizontu, kde v méně degradovaných půdách je možné pozorovat pufrací oblast hliníku s rozpouštěním hydratovaných oxidů hliníku jako hlavním neutralizačním procesem. S postupující degradací však i B-horizonty půd přecházejí do pufrací oblasti železa (obr. 1). Toto se projevuje exponenciálním růstem rozpustnosti železa se současným vyplavováním hliníku. V nejvíce degradovaných půdách klesá i v B-horizontech pH na hodnoty okolo 3. Tyto degradační změny a extrémně vysoká rozpustnost Fe a Al souhlasí s teoretickou rozpustností hydroxidu hlinitého a hydroxidu železitého (obr. 2).

Mezi následky výrazného okyselení půdního profilu patří i zvýšení mobility a toxicity těžkých kovů a extrémní deficit živin. Příkladem těchto následků je vliv poklesu pH na retenci fosforu v půdě, přičemž za extrémní je nutné považovat retenci fosforečnanů nad 85 %. Na našich pokusných lokalitách převyšovala retence fosforu prakticky ve všech sondách 90 %. Za hlavní mechanismus, který způsobuje retenci fosforu v půdě, je třeba považovat vytváření nerozpustných sloučenin se železem. Retence fosforu v hodnotách námi zjištěných způsobuje pak jeho naprostý nedostatek pro vegetaci. Obr. 3 ukazuje retenci fosforu v půdě a to v A i B-horizontech degradovaných půd.

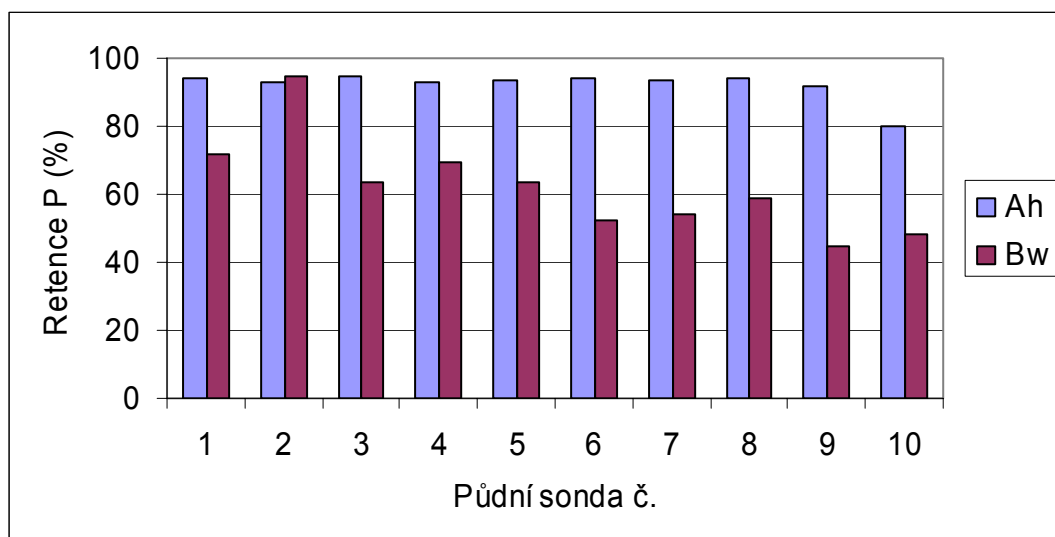
Obr. 1 *Reakce půdy v jednotlivých horizontech*



Obr. 2 Teoretická rozpustnost $Al(OH)_3$ a $Fe(OH)_3$ v závislosti na pH

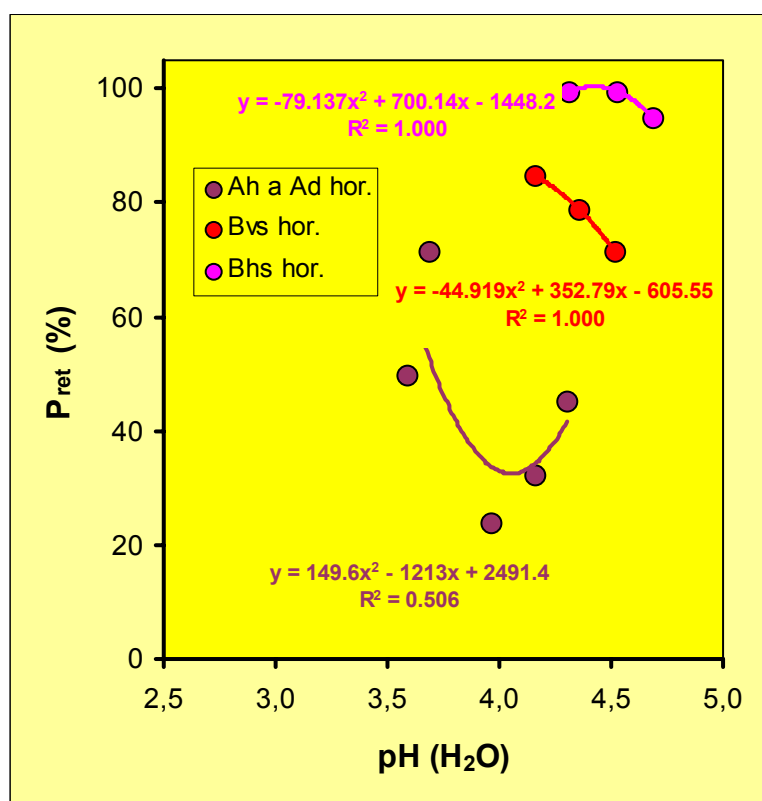


Obr. 3 Retence fosforu (v %) v jednotlivých studovaných horizontech degradovaných půd



Z hlediska půdní kyselosti se sledované půdy slovenských lokalit (přírodně kyselé horské půdy) nacházejí v pufruční oblasti hliníku. Takovému zařazení odpovídají hodnoty $pH(H_2O)$ okolo 4 a stupeň nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty pod 20 %. Chemický stav půd se vyznačuje dominancí iontu Al^{3+} mezi výměnnými kationty a také rozpustnost Al^{3+} v půdním roztoku je tak vysoká, že se stává jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících růst rostlin (Kopcová et al. 2002). Z diagramu na obr. 4 je zřejmé, že fixace fosforu je nejvyšší v Bhs horizontech podzolů, nižší v Bvs horizontech kryptopodzolů a nejnižší v A-horizontech kyselých horských půd. S klesajícím pH se přitom fixace fosforu v jednotlivých genetických horizontech zvyšuje. Získané výsledky proto naznačují, že hodnota půdní reakce a obsah amorfních forem Al a Fe jsou hlavními faktory, které ovlivňují fixaci fosforu v kyselých horských půdách.

Obr. 4 Retence fosforu (pH v H_2O)



ZÁVĚR

Hlavními překážkami pro růst rostlin na kyselých minerálních půdách jsou toxické koncentrace minerálních prvků (např. Al), H^+ , nízká dostupnost minerálních živin (např. P), jejich nízká zásoba v půdě a zhoršený příjem (např. Mg^{2+}) při vysokých koncentracích H^+ (Marschner, 1991). Acidifikace může ovlivnit vegetaci jak přímo akutními toxickými účinky, tak i nepřímo změněnou dostupností živin pro rostliny, což může vést ke změnám v druhovém složení vegetace i abundanci jednotlivých druhů (Hallbäcken, Zhang, 1998).

Vegetace adaptovaná na kyselé minerální půdy využívá řadu mechanismů, aby se vyrovnala s nepříznivými chemickými faktory půdy. Tyto mechanismy mohou být regulovány buď odděleně (například tolerance k Al a Mn), nebo jsou vzájemně propojeny (např. tolerance k Al a schopnost dostatečně účinného příjmu P). Nejvýznamnějším individuálním faktorem nezbytným k adaptaci rostlin ke kyselým půdám zůstává tolerance ke zvýšené koncentraci hliníku (Marschner 1995).

Acidifikace půd a fixace fosforu není problémem pouze u antropogenně ovlivněných půd, ale vyskytuje se například i v přirozeně kyselých horských půdách. Při návrzích managementu těchto oblastí je nutné s tímto počítat a do budoucna si problematika zaslouží detailnější studium s důrazem na adaptační mechanismy rostlin.

Práce byla zpracována s pomocí grantových prostředků MSM 153100014 a VEGA 1/0619/03.

LITERATURA

- Bussinow, M., Šarapatka, B., Dlapa, P. (2004): Effect of old mining activities on nutrient and toxic elements concentration in the biomass of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) and European Birch (*Betula pendula* L.), Forest Ecology and Management (accepted for 2nd revision).
- Hallbäck L, Zhang L Q 1998 Effects of experimental acidification, nitrogen liming and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. Forest Ecology and Management 108, 201- 213.
- Janhunen, S., Palomäki, V., Holopainen, T. (1995): Aluminium causes nutrient imbalance and structural changes in the needles of Scots pine without inducing clear root injuries. Trees 9, 134 - 142.
- Kopcová, A., Dlapa, P., Pecušová, Z., Dezoržová, A. (2002): Vplyv procesov podzolizácie na aktivitu hliníka v genetických horizontoch kyslých pôd. Phytopedon (Bratislava), 1, 1, Suppl., 277-281.
- Marschner, H. (1991): Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. Plant and Soil 134, 1-20.
- Ulrich, B., Sumner, M. E. (Eds.) (1991): Soil Acidity. Springer-Verlag.

PRÍSPEVOK K ZLOŽENIU PÔDNYCH KARBONÁTOV

Contribution to Composition of Soil Carbonates

Rudolf ŠÁLY

emeritný profesor Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

Abstrakt

Analýzovali sme 77 vzoriek pôd a zemín, pričom sme rozpúšťaním kyselinou octovou a kyselinou soľnou (metóda Wolfeho a Bartletta) osobitne stanovili kalcit a dolomit. V rozpore s očakávaním dolomit prevyšoval zistené množstvo kalcitu. V spraši a penitci dominoval kalcit nad dolomitom. V profilovom priebehu sme zistili výrazné pribúdanie s hĺbkou, čo je v zhode s prebiehajúcou dekarbonatizáciou v humídnej oblasti. Medzi priebehom kalcitu a dolomitu v profile pôdy sú odlišnosti. Pri kalcite je hĺbkový nárast jednoznačný. Pri dolomite sme ho takmer pri tretine vzoriek nezistili. Príčinu rozdielov medzi týmito dvomi nerastami vidíme vo väčšej rozpustnosti a tým aj pohyblivosti kalcitu. Karbonáty sa sústreďujú v prachovej, pieskovej frakcii a v pôdnom roztoku, v ílovom podieli obyčajne chýbajú. Uvedomujeme si konvenčnosť použitej chemickej metódy a existenciu početných prechodov medzi kalcitom a dolomitom. Ak pôdy majú pH v KCl okolo 7,5 (pH v H₂O 8,1 – 8,4) možno predpokladať v nich dominanciu dolomitu. Zároveň majú tieto pôdy vysoké Δ pH, obyčajne $> 0,7$. Množstvo prístupného horčíka má výraznú biotickú akumuláciu. Priamu súvislosť medzi týmto množstvom a obsahom dolomitu sme nezistili.

Kľúčové slová: karbonáty v pôde, kalcit, dolomit, metóda Wolfeho

Abstract

We analysed 77 samples of soils and earth, in the process we individually determined calcite and dolomite by acetic and hydrochloric acid dissolving (Wolfe and Barlett's method). In contradiction with expectation dolomite exceeded detected amount of calcite. The most of calcite was found in Cambic Rendzinas. Calcite dominated over dolomite in primary loess and foam sinter. In soil profile development we found considerable increasing with depth what is in correspondence with proceeding decarbonisation in humid region. There are divergences between the calcite and dolomite behaviour in soil profile. Depth increase for calcite is unambiguous. Though we did not discover any in almost of a third of samples for dolomite. We see the reason of differences between these two minerals in higher solubility, and hereby mobility as well, of calcite. Carbonates are concentrated in silt, sand fraction and in soil solution, in clay fraction are usually missing. We are aware of used method conventionality and existence of numerous transitions between calcite and dolomite. If pH in KCl of soil is about 7.5 (pH in H₂O 8.1 – 8.4) one can suppose the domination of dolomite. Simultaneously, these soils show high Δ pH, commonly > 0.7 . Amount of available magnesium shows considerable biotic accumulation. We did not discover direct coherence between that amount and dolomite content.

Key words: carbonates in soils, calcite, dolomite, Wolfe's method

ÚVOD

Karbonáty sú veľmi hojné zlúčeniny v zemskej kôre a teda i v pôdach. Najčastejšie sa vyskytujú ako kalcit či dolomit a ich rôzne prechodné formy. Podstatne menej v pôdach nájdeme aragonit, lublinit, vaterit či aj siderit a ankerit. Okrem toho, že obsahujú dôležité rastlinné živiny vápnik a horčík, podmieňujú fyzikálny i chemický stav pôdy. Tvoria v zeminách a pôdach veľké množstvo prechodných foriem. Pestrosť znásobuje ešte il, takže výskyt kalcitu, dolomitu, slieňa a ich prechodov pokladáme v pôdach za bežný jav.

Pri štúdiu pôdnej prikrývky Pieninského národného parku, kde materské horniny tvoria rôzne druhy vápencov i dolomitov, kriedových slieňov, treťohorných ílovcov, prachovcov i prímеси sprae, bolo nápadné, že vzorky niektorých pôd i pri vysokom obsahu karbonátov (20 – 25 %) majú pH v H₂O hlboko pod 8,0, kým iné zase pri nižšom obsahu (5 – 10 %) majú pH nad 8. Pokúsili sme sa preto pomocou jednoduchšej chemickej metódy, určiť minerálovú formu karbonátového podielu.

Známe je, že suspenzia rozomletého kalcitu má pH 8, rozomletého dolomitu 9 – 10, magnezitu 10 – 11 (Deer a kol., 1966). V nami použitej metóde (Wolfe, Bartlett in Deer etc., 1966) sa vychádza zo zjednodušeného predpokladu, že v octovej kyseline sa do 15 minút rozpúšťa len kalcit, kým v kyseline soľnej (chlorovodíkovej) do 3 hodín rozpúšťa sa kalcit aj dolomit. Volumenometrické stanovenie sme doplnili i ďalšími stanoveniami. Vedomí sme si, že táto metóda má len rámcový charakter.

METÓDY A MATERIÁL

51 vzoriek z 21 pôdných profilov PIENAP-u sme doplnili 26 karbonátovými vzorkami pôd a zemín zo siedmich lokalít Slovenska. Pri vzorkách sme karbonáty rozpúšťali 15 minút kyselinou octovou (0,5 N) a ďalšiu vzorku 3 hodiny kyselinou soľnou (15 %). Pri rozpúšťaní uvoľnené množstvo oxidu uhličitého sme merali Jankovým vápnomerom. Trubice tohto sú kalibrované tak, akoby pôdne karbonáty reprezentoval len kalcit. Keďže dolomit má menej CO₂ ako kalcit, podľa stechiometrických pomerov sme rozdiel medzi údajmi prvého a druhého rozpúšťania upravili. Jeden mól kalcitu obsahuje 44 % CO₂, avšak mól dolomitu len 24 %. Iná známa metóda na určenie dolomitu (rozpúšťanie pomocou EDTA) dáva tiež len približné výsledky.

K určeniu tzv. prístupného horčíka sme použili metódu Schachtschabela, extrakciu roztokom chloridu vápenatého.

Pôdnu reakciu sme stanovili elektrometricky, vo vodnej a soľnej suspenzii 1:2,5.

VÝSLEDKY A ICH ZHODNOTENIE

Výsledky uvádzame v tab. 1 a 2. Pohľad do nich a konfrontácia jednotlivých určení navzájom i s literatúrou nám dovoľuje niekoľko konštatovaní. Opierame sa hlavne o tab. 1, kde máme analýzy podrobnejšie. V tab. 4 uvádzame názvy pôd a zemín.

Tab. 1 Analýzy pôd z PIENAP-u

Profil č.	Lokalita dielec n. výška, expozícia sklon	Pôda	Horizont	Hĺbka cm	PH v KCl	Δ pH	Kalcit %	Dolomit %	Prístupný Mg mg.kg ⁻¹	Skelet %
1.2	570 m, 74, S, 30°	RAj	Amc	20 – 30	6,89	0,52	1,0	18,9	31,5	60
			Amc	40 – 50	6,95	0,63	8,0	20,0	19,5	60
			Cc	65 – 80	7,15	0,58	12,0	21,6	19,5	60
1.5	500 m, 66 c, JZ, 30°	RAj	Amc	5 – 15	7,06	0,10	10,0	35,1	82,5	70
			Cc	40 – 60	7,34	0,33	18,0	27,0	38,5	90
2.2	480 m, 100, Z, 30°	RAj	Amc	5 – 15	7,06	0,42	10,0	29,7	95,0	60
			Amc	20 – 30	7,01	0,42	1,6	22,3	60,0	60
			Amc	40 – 50	7,07	0,41	2,0	24,8	41,0	60
			Cc	70 – 90	7,15	0,49	7,0	30,0	35,5	80
3.5	490 m, 100, Z, 35°	RAj	Amc	0 – 15	6,73	0,30	2,0	0,3	98,0	60
			Amc	20 – 30	7,18	0,42	5,0	19,9	34,0	60
			Amc	50 – 60	7,28	0,53	8,0	16,3	25,0	60
			Cc	70 – 80	7,20	0,46	12,0	28,6	24,0	80
4.6	660 m, 84a, S, 15°	RA ^v j	Amc	25 – 35	6,84	0,89	0,8	0,3	35,5	65
			Cc	90 – 100	7,18	1,04	3,0	3,8	16,0	80
5.1	550 m, 22, JZ, 25-30°	RAj	Amc	6 – 15	6,48	0,73	2,0	0,3	124,0	70
			Amc	25 – 35	6,90	0,83	3,0	2,2	58,0	50

Profil č.	Lokalita dielec n. výška, expozícia sklon	Pôda	Horizont	Hĺbka cm	PH v KCl	Δ pH	Kalcit %	Dolomit %	Prístupný Mg mg.kg ⁻¹	Skelet %
			Amc Cc	55 – 65 85 – 95	6,95 7,04	0,92 0,85	3,2 4,6	3,7 5,0	34,0 39,5	50 65
5.5	500 m, 22, JZ, 25 – 30°	RAj	Amc Amc Amc A/C Cc	0 – 7 12 – 22 27 – 37 60 – 70 100 – 110	7,11 7,39 7,54 7,66 7,75	0,38 0,44 0,35 0,56 0,68	1,6 8,5 11,0 16,2 22,0	9,7 13,0 8,1 11,1 11,9	139,0 62,0 47,0 31,5 26,5	35 45 50 60 65
1.4	510 m, 75, V, 25 – 30°	RAk	Bvc Bvc Cc	15 – 25 50 – 60 80 – 90	6,66 6,68 6,92	0,40 0,91 0,76	1,6 0,2 5,0	4,3 11,8 5,9	51,5 29,0 25,0	40 40 70
2.4	580 m, 97a, JJZ, 25°	RAk	Amc Bvc Bvc Cc	0 – 10 20 – 30 50 – 60 70 – 80	6,97 6,93 6,99 7,12	0,33 0,50 0,59 0,59	6,0 4,0 6,0 16,0	27,0 22,5 22,5 26,5	71,5 63,5 45,0 38,5	40 40 50 80
3.1	760 m, 105, V, 30 – 35°	RAk	Amc Bvc	2 – 12 50 – 60	6,29 6,84	0,33 0,56	0,0 1,2	2,5 7,6	160,0 39,5	50 50
4.7	710 m, 576, J, 20°	RAk	Bvc Cc	60 – 70 90 – 100	7,32 7,45	0,78 0,68	0,5 1,0	2,7 4,1	400,0 377,0	50 60
4.2	650 m, 85, S, 30°	PRk	Cc	60 – 70	7,72	0,76	16,0	16,2	17,0	80
1.1	530 m, 73a, Z, 20°	KMv	Bv Cc	40 – 45 70 – 90	5,95 6,73	0,94 0,90	0,0 1,5	1,1 16,4	54,0 26,5	20 40
2.1	490 m, 99, Z, 30°	KMv	Bv Cc	70 – 80 110 – 120	6,60 7,00	0,89 0,82	1,5 2,9	1,9 8,1	34,0 29,0	20 60
2.3	540 m, 97a, JJZ, 25°	KMv	Au Bv Cc	0 – 10 30 – 40 50 – 60	5,32 6,37 6,93	0,58 0,80 0,73	0,0 0,2 4,5	0,8 1,7 30,5	151,0 50,0 26,5	10 20 60
4.1	640 m, 81, SSZ, 20 – 25°	KMv	Cc	90 – 100	5,24	0,28	0,5	0,3	110,0	65
4.4	700 m, 51c, ZSZ, 15°	KMv	Cc	55 – 65	7,21	1,05	3,6	2,8	50,0	50
4.8	730 m, 56, J, 20°	KMv	B/C B/C	60 – 70 90 – 100	7,25 7,25	0,89 0,99	2,5 1,6	13,8 12,6	205,0 196,0	25 25
4.9	730 m, 82, SV, 30°	KMv	Cc	100 – 110	7,72	0,75	14,0	7,6	21,5	50
5.4	565m, 107b, SSZ, 20 – 25°	KMv	B/C Cc	60 – 70 90 – 100	7,32 7,60	0,68 0,63	4,0 12,0	39,2 8,9	18,0 15,0	40 50
5.2	480 m, 102, SSV, 3 – 7°	LMm	D	80 – 90	7,21	0,81	1,0	6,4	17,0	65

Pri karbonátových vzorkách je istý problém určenie pH, kde hrá rolu koncentrácia CO₂ v ovzduší laboratória. Pri skeletnatých pôdach nastupuje i ďalšia komplikácia, pieskové zrná karbonátových hornín schované v agregátoch môžu viesť k tomu, že zistíme obsah niekoľkých desiatin percenta karbonátov i v kyslej, odvápnenej jemnozemi. V tab. 1 uvádzame len výmenné pH, ktoré nepodlieha toľkým vplyvom ako reakcia v destilovanej vode.

pH v KCl karbonátových vzoriek sa pohybuje v širokom rozpätí 5,95 – 7,75, takmer 2 jednotky pH. Podobne za široký môžeme označiť aj interval Δ pH (rozdiel medzi výmennou a aktuálnou reakciou) 0,10 – 1,05 pH. Myslíme, že tejto charakteristike treba venovať viac pozornosti ako doteraz.

Jej informačná hodnota nebýva takmer vôbec využívaná. Pritom niektoré čiastkové práce nám hovoria o tom, že úzko súvisí s kvalitou ílového pôdneho podielu. Vysoké Δ pH majú pôdy s prevahou napučiavacích nerastov (smektit, napučiavacie zmiešané nerasty), nízke zase pôdy s dominanciou nerastov nenapučiavajúcich v pôdnom íle (illit, chlorit). Súvisí to teda s prístupnosťou sorpčných miest. Pri napučiavacích nerastoch sú sorpčné miesta ľahšie prístupné výmene a aj množstvo hliníkových iónov a polymérov na povrchu týchto nerastov je väčšie.

Ak podiel rozpustný v zriedenej kyseline octovej pokladáme za kalcit, môžeme povedať, že jeho obsah s hĺbkou stúpa, čo je v zhode s procesom dekarbonatizácie a humídnošťou regiónu. V horizontoch jednotlivých subtypov pôd a v analyzovaných zeminách sme zistili množstvá kalcitu, ktoré zhŕňa tab. 3. V nej sú zahrnuté tie pôdy, kde sme mohli určiť rozpätie a priemery. Okrem nich boli aj málo početné vzorky pôd či zemín:

rendzina modálna	Amc 1 – 2, priemer 1,5
hnedozem modálna	Cc 9,0
luvizem modálna	D 1,0
regozem kultizemná	Ao 3,0, Cc 1,2
antrozem modálna	Ao 1,2, Cc 1,0
spraš	10,0
penitec	65,0 – 72,0

V tab. 2 vidíme, že vo vyvrážaných karbonátoch (penitec) tvoria tieto najviac tri štvrtiny (73,1 %) hmotnosti.

Tab. 2 *Karbonáty v rôznych pôdach a zeminách*

Profil č.	Lokalita (miesto, č. sondy, n. výška, expozícia, sklon)	Pôda	Hori- zont	Hĺbka cm	Kalcit %	Dolomit %	Skelet %
6.1	Vernár 11, 990 m, J, 35°	RAj	Amc	5 – 15	3,2	6,3	80
6.2	Vernár 12, 965 m, J, 30°	RAk	Amc	5 – 15	6,0	16,2	40
			Bvc	20 – 30	10,0	17,3	50
			Cc	80 – 90	18,0	32,4	60
6.3	Vernár 13, 935 m, SZ, 25°	RAk	Amc	5 – 15	0,6	20,1	35
			Bvc	15 – 25	6,0	36,7	35
			Bvc	35 – 45	6,0	37,8	60
6.4	Muráň, Hrdzavá 1, 800 m, V, 15°	PRk	Amc	2 – 10	0,5	–	5
			Bvc	20 – 30	0,2	0,3	10
			Bvc	40 – 50	4,7	5,0	10
			B/C	70 – 80	8,5	1,9	50
6.5	Kláštor – Slovany, 950 m, JZ, 15 – 20°	PR ^v k	Bvc	40 – 50	0,6	0,7	15
			C _{1c}	70 – 80	15,0	4,9	20
			C _{2c}	140 – 150	3,0	4,9	65
6.6	Štefanová, 690 m, SSV, 35°	KM _v	C _{1c}	80 – 90	3,0	2,3	60
			C _{2c}	110 – 130	5,5	8,5	80
6.7	Podlavice 1, 500 m, JJV, 5 – 10°	RAm	Amc	0 – 10	1,0	49,7	50
			Amc	10 – 20	2,0	49,7	70
6.8	Podlavice 2a, 470 m, JJV, 25 – 30°	ANm	Ao	0 – 10	3,0	30,8	30
			Cc	10 – 20	1,2	43,8	40
6.9	Podlavice 2b, 470 m, JJV, 25 – 30°	RMa	Ao	0 – 10	1,2	44,7	40
			Cc	10 – 20	1,0	43,1	50
6.10	Vojnice, 235 m, JV, 15°	HMm spraš	Cc	100 – 110	9,0	5,4	–
			–	160 – 170	10,0	3,2	–
6.11	Dedošová 2, 600 m	penitec	–	5 – 15	65,0	8,1	–
6.12	Dedošová 3, 620 m	penitec	–	5 – 15	72,0	1,1	–

Rozdiel medzi množstvom určeným po trojhodinovom rozpúšťaní a krátkom rozpúšťaní zriedenou octovou kyselinou, po prepočte, považujeme za dolomit. Túto hodnotu pokladáme za konvenčnú, vo vedomí mnohých prechodných kalcitovo-dolomitových foriem. Ak predsa len vychádzame z čísel uvedených v tab. 1 – 3 môžeme konštatovať, že dolomit prevažuje nad kalcitom. V nami použitých 77. vzorkách sme v 55. prípadoch zistili viac dolomitu, v 3. vzorkách bol obsah rovnaký, v 19. bolo viac kalcitu. Čo je prekvapivé, je veľkosť prevahy dolomitu. Všeobecne sa predpokladá, že v pôdach býva kalcitu viac ako dolomitu. Výsledky naznačujú, že dolomit sa viaže najmä na skeletnaté pôdy a zeminy.

Tab. 3 *Obsahy karbonátov v horizontoch početnejších pôd*

Nerast	Charakteristiky obsahu karbonátov				
	Subtyp	Horizont	Počet pôd	Interval obsahu karbonátov %	Priemer %
Kalcit	Raj	Amc	17	0,8 – 11,0	4,8
		A/C	1	–	16,2
		Cc	7	3,0 – 22,0	11,2
	RAk	Amc	4	0,0 – 6,0	1,8
		Bvc	9	0,2 – 10,0	3,9
		Cc	4	1,0 – 18,0	10,0
	PRk	Amc	1	–	0,5
		Bvc	3	0,2 – 4,7	1,8
		B/C	1	–	8,5
		Cc	3	–	11,0
	KMv	Au	1	–	0,0
		Bv	2	0,0 – 1,5	0,7
		B/C	3	–	2,7
		Cc	9	–	5,3
Dolomit	RAj	Amc	17	0,3 – 35,1	13,0
		A/C	1	–	11,1
		Cc	7	3,8 – 30,0	17,2
	RAk	Amc	4	2,5 – 27,0	16,4
		Bvc	9	2,7 – 37,8	18,1
		Cc	4	4,1 – 32,4	17,2
	PRk	Amc	–	–	–
		Bvc	3	0,3 – 5,0	2,0
		B/C	1	–	1,9
		Cc	3	4,9 – 16,2	8,6
	KMv	Au	1	–	0,8
		Bv	3	1,1 – 1,9	1,6
		B/C	3	12,6 – 39,2	21,8
		Cc	9	0,3 – 30,5	9,5

V genetických horizontoch pôdných subtypov boli množstvá dolomitu uvedené v tab. 3. Okrem nich boli málo početné vzorky pôd a zemín, ktoré uvádzame zvlášť:

rendzina modálna	Amc 49,7 – 49,7, priemer 49,7
hnedozem modálna	Cc 5,4
luzizem modálna	D 6,4
regozem kultizemná	Ao 30,8, Cc 43,8
antrozem modálna	Ao 44,7, Cc 43,1
spraš	3,2
penitec	1,1 – 8,1

Vidíme, že aj v najextrémnejších pôdach – rendzinách z dolomitu, ako materskej horniny – tvorí nerast dolomit len polovicu (49,7 %) hmoty jemnozeme. Na karbonáty (tab. 2) pripadá 52 %. V pôdnej jemnozemi musia byť teda hojne zastúpené aj iné nerastné látky (silikáty, kremeň ...).

Skokovité zmeny v obsahu ílu prachu, piesku s hĺbkou, zmeny v druhu a obsahu skeletu naznačujú, že profily mnohých zo skúmaných pôd nie sú homogénne, na ich vzniku sa okrem humifikácie, zvetrávania, premiestňovacích pedogénnych procesov podieľali i ďalšie procesy, napr. soliflukcia, primiešanie spraše atď. Napriek tomu treba nám posúdiť i profilový priebeh dolomitu. Pri kalcite sme zistili pribúdanie smerom nadol. Pri dolomite môžeme toto tiež vidieť. Pribúdanie s hĺbkou nie je však také jednoznačné ako pri kalcite. Z 22. takých profilov, kde môžeme profilový priebeh posúdiť (t.j. k dispozícii sú dve a viac hĺbok) 7 má priebeh opačný. Príčinu tejto odlišnosti dolomitu vidíme v jeho ťažšej rozpustnosti a tým menšej pohyblivosti pri pedogenetických procesoch. Rendziny sutinové sa vyznačujú najväčšími protichodnosťami v rámci subtypov. Pravdepodobne sa ich zeminný materiál etapovite akumuloval, a teda mohol byť v jednotlivých etapách aj dosť odlišný.

Treba nám aj výsledky jednotlivých analýz navzájom porovnať. Pôvodným zámerom stanovenia pohyblivého horčíka bola pomoc pri hľadaní dolomitu, vzorky pôd z dolomitu by mali ho mať viac. Z údajov je však zrejma biotická akumulácia horčíka, všetky vzorky z A horizontov sú ním výrazne obohatené. Neprekvapuje to, lebo účasť Mg v biotických procesoch, napr. pri stavbe chlorofylu, je dávno známa. Pri Schachtschabelovej metóde extrahuje sa okolo 60 % výmenného horčíka a pri 50 ppm sa predpokladá hranica dostatočnosti pri orných, pri 100 – 200 ppm pri záhradníckych pôdach. Zvýšené množstvá prístupného horčíka môžeme vidieť pri profiloch 1.5, 2.2, 5.5, 2.4, 4.7, 1.1, 2.3, 4.8. Z týchto 8 profilov štyri majú v jemnozemi z horných horizontov dolomitu viac ako v spodných. Vysoká skeletnatosť síce tieto pôdy „zrieduje“, avšak aj po prípadnej redukcii na skelet, môžeme pokladať množstvo horčíka za vysoké. Priamu súvislosť medzi množstvom prístupného horčíka a obsahom dolomitu sme nezistili.

Ak zhodnotíme zistené hodnoty výmennej reakcie, vidíme, že spomenutých 8 profilov má vysoké pH (7,4 v priemere), a hodnotu Δ pH viac ako 0,7. Väčšina z nich (7 z deviatich) je charakteristická práve týmito ukazovateľmi. Ak teda výmenné pH je okolo 7,5 (pH – H₂O 8,1 – 8,4) je pravdepodobné, že v danej pôde medzi karbonátmi výrazne dominuje dolomit.

Pri popise pôd sme v prípade Pieninského národného parku nikde nezistili dolomit. Pri pôdach z ďalších oblastí Slovenska (tab. 2) sme dominanciu dolomitu uvádzali pri profiloch 6.3 z Vernáru a profiloch bývalých erodovaných pôd z Podlavíc (6,7 – 6,9). Vykonané analýzy potvrdzujú, že v Pieninách tamojšie vápence majú zväčša aj hodne dolomitu. Pôdy z Vernáru a Podlavíc majú karbonáty reprezentované predovšetkým dolomitom.

Karbonáty sa sústreďujú v pôdnom roztoku a v prachovej či pieskovej frakcii. Skelet nespomíname, hoci tam ich je najviac. Analyzovali sme rtg. difraktometriou stovky vzoriek ílového podielu pôd (< 2 μ m). Podľa nich je výskyt karbonátov (kalcitu) tak zriedkavý, že ich v pôdnom íle môžeme pokladať za vzácne. Na rozdiel od toho, živce, kremeň, kristobalit, ako nerasty prímiesové, vyskytujú sa v ílovom podiele často.

Tab. 4 *Názvy a skratky pôd*

Označenie pôd podľa klasifikácie	
MKSP 2000	WRB 1994
RA sutinové (RAj)	Skeli-Rendzic Leptosols
RA kambizemné (RAk)	Rendzic Leptosols
RA modálne (RAm)	Rendzic Leptosols
KM rendzinové (KMv)	Eutric Cambisols
HM modálne (HMm)	Calcic Luvisols
LM modálne (LMm)	Albic Luvisols
PR kambizemné (PRk)	Calcaric Cambisols
RM kultizemné (RMa)	Calcaric Regosols – anthropic
Antrozeme modálne (ANm)	Ari-Anthropic Regosols
Spraš	Loess
Penitec	Muddekalk

V nami analyzovaných vzorkách subtypov pôd, v štyroch subtypoch, pri ktorých máme viac profilov (RAj 8, Rak 6, PRk 3, KMv 9), sme najviac kalcitu zistili pri rendzinách sutinových, najviac dolomitu pri rendzinách kambizemných. Naznačuje to mladší vek RAj a opäť to súvisí s menšou rozpustnosťou a teda pohyblivosťou dolomitu. Aj okolnosť, že v pôdach, v ktorých sa dekarbonatizácia už prejavuje vznikom nových genetických horizontov (pararendziny, kambizeme), je viac dolomitu ako kalcitu, patrí do tejto skupiny náznakov.

Vo vzorkách zemín ako sú spraš a penitec sme zistili, podľa predbežného očakávania, viac kalcitu.

Podakovanie:

Príspevok vznikol pri riešení projektu VEGA č. 1/0437/03, a tak autor vyslovuje tejto agentúre podakovanie za finančnú podporu.

LITERATÚRA

- Deer, W. A., Howie, R. A., Zussmann, J., 1966: Rock-forming minerals. Vol. 5, non-silicates. Ruský preklad, Izd. Mir, Moskva, 408 s.
- Hraško, J. a kol., 1962: Rozbory pôd. SVPL Bratislava, 342 s.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, 76 s.
- Schlichting, E., Blume, H. P., Stahr, K., 1995: Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschafts – Verlag, Berlin – Wien, 295 p.
- Šály, R., 1992: Pôdy. In Vološčuk, I. a kol.: Pieninský národný park. Vyd. Akcent, Banská Bystrica, s. 45-66.

ZHUTNENIE PÔDY A JEHO VÝVOJ

Soil Compaction and its Development

Miloš ŠIRÁŇ

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica,
msiran@orangedmail.sk*

Abstrakt

Cieľom príspevku bolo zistiť vplyv niektorých pôdných typov so svojimi špecifickými vlastnosťami na stav zhutnenia pôd SR. Podkladom pre zhodnotenie zhutnenia pôd sú údaje (hydro)fyzikálnych vlastností pôd získaných v rámci Monitoringu pôd SR z viac ako 170 monitorovacích lokalít, nachádzajúcich sa v rôznych klimatických podmienkach a ovplyvnených mnohými ďalšími faktormi. Z celkového hľadiska v podornici (0,30 – 0,35 m) v porovnaní s ornitou (0 – 0,10 m) pozorujeme v rámci jednotlivých pôdných typov, druhov ako aj vo všetkých troch odberových cykloch (až na malé výnimky – hlavne pri ľahkých pôdach) vyšší podiel lokalít so zhutnenou pôdou. Pri stredne ťažkých a ťažkých pôdach je to nad 50 %. V rámci stredne ťažkých pôd najhorší stav je pri pseudoglejoch, nasledujú kambizeme, fluvizeme a čiernice. Podiel zhutnených lokalít v rámci odberových cyklov najviac kolíše v prípade stredne ťažkých hnedozemí. V rámci podornice relatívne najpriaznivejšia situácia je pri černozemiach, v ornici sa zhoršuje (dostávajú sa až za pseudogleje). V podornici ťažkých pôd je situácia podobná, no v prípade ornice sa zlepšuje v prospech menej intenzívne využívaných pôd. Ľahké pôdy si zachovávajú pomerne priaznivý fyzikálny stav.

Kľúčové slová: zhutnenie pôdy, vývoj, monitorovanie pôd

Abstract

The objective of this contribution was to find out the influence of some soil types with their specific properties on state of soil compaction in Slovakia. Data of (hydro) physical properties obtained within the Soil monitoring of Slovak Republic from more than 170 localities situated in different climatic conditions and influenced by many another factors was used as the base for the evaluation of soil compaction. Stage of compaction was evaluated according to the Law of NR SR Act No. 220/2004. Higher portion of localities with soil compaction was observed in the subsoil (0.30 – 0.35 m) in comparison with topsoil (0 – 0.10 m) within the soil types, soil texture (with the exception of sandy soils) as well as in the all three sampling cycles. By the loamy and clayey soils it is over 50 %. Within the loamy soils the worst state was determined by Dystric Planosols, followed Eutric Cambisols, Eutric Fluvisols, Mollic Fluvisols and Haplic Luvisols. Favourable situation from all soil types in the subsoil was detected at Haplic Chernozems, in topsoil their state was worsened (they followed Dystric Planosols). Similar state (like at loamy soils) was detected in the subsoil of clayey soils while in the case of topsoil it was bettered in the direction of the less intensive cultivated soils. The sandy soils are maintained in the relative good physical condition.

Key words: soil compaction, development, soil monitoring

ÚVOD

Zhutňovanie pôdy je vážnym degradačným javom. Jeho miera závisí predovšetkým od zrnitostného zloženia, ale aj od jej štruktúry, obsahu humusu, obsahu skeletu, sekvencie horizontov, pôdneho substrátu, príp. iných vlastností pôdy, ktoré zohľadňujeme, keď zaradíme pôdu do určitého pôdneho typu. Podobný pohľad uplatnila Houšková (2000) pri štúdiu hydrofyzikálnych vlastností. V tomto príspevku sa preto pozeráme na zhutnenie pôdy komplexnejšie nielen z hľadiska pôdneho druhu, ale aj pôdneho typu.

METÓDY

Podkladom pre hodnotenie zhutnenia pôdy sú údaje z Monitoringu pôd SR z viac ako 170 monitorovacích lokalít. Zastúpené sú tu najpočetnejšie pôdne typy: čiernice (ČA), černozeme (ČM), fluvizeme (FM), hnedozeme (HM), kambizeme (KM) a pseudogleje (PG). Tieto sa nachádzajú v rôznych klimatických podmienkach a vyvíjajú sa pod vplyvom viacerých faktorov. Pestujú sa tu odlišné plodiny, s čím súvisí i vykonávanie rôznych agrotechnických zásahov.

Stav zhutnenia pôd sme posudzovali v zmysle zákona NR SR č. 220/2004 Z. z..

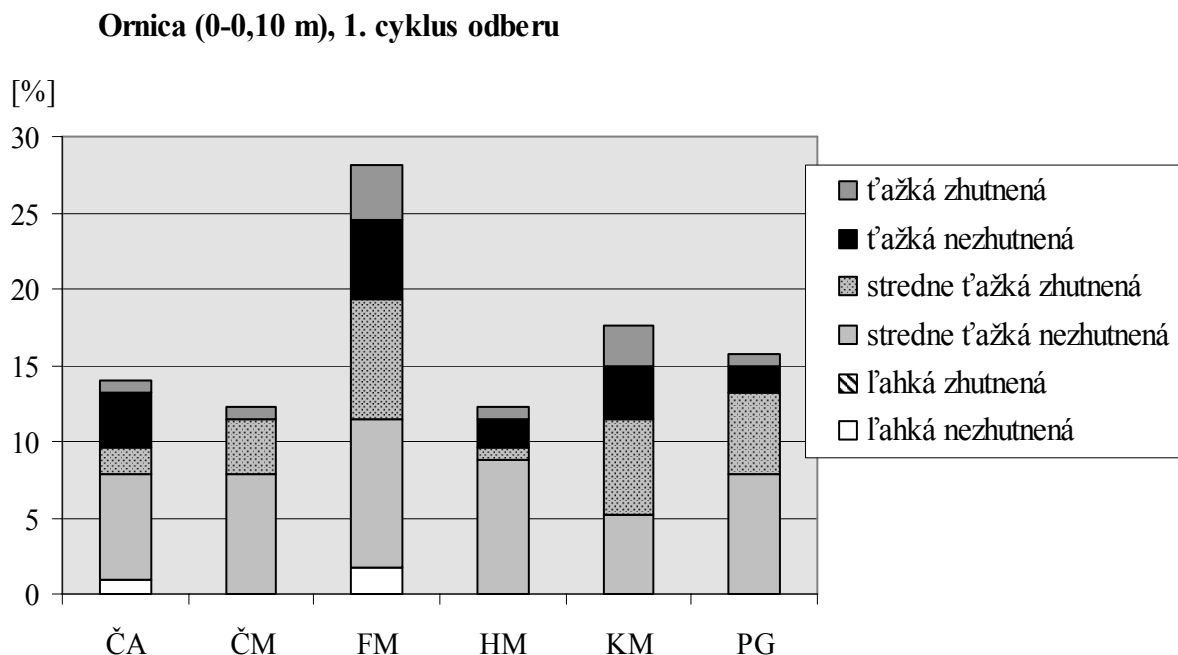
Výsledky

Výsledky sú zobrazené v šiestich grafoch, vždy dva pre každý cyklus, pričom jeden zobrazuje mieru zhutnenia v ornici (0 – 0,10 m) a druhý v podornici (0,30 – 0,35 m). Čo sa týka grafického zobrazenia legenda je jednotná pre všetky grafy. Celková výška stĺpca udáva podiel (%) monitorovacích lokalít s daným pôdnym typom na ich celkovom počte. Z grafov 1 – 3 vidieť, že najviac sú zastúpené FM, nasledujú PG, KM, HM a nakoniec ČA, ČM. Farba (čierna šedá, biela) v rámci pôdných typov predstavuje zastúpenie (%) pôdneho druhu (v poradí farieb zrnitostne ťažká, stredne ťažká a ľahká pôda). Stredne ťažká pôda prevláda pri všetkých sledovaných pôdných typoch. Ťažká je zastúpená hlavne pri FM, PG, KM, HM, ČA. Šrafovanie v rámci jednotlivých farieb znázorňuje podiel (%) zhutnených lokalít oproti nezhutneným (nešrafovaným).

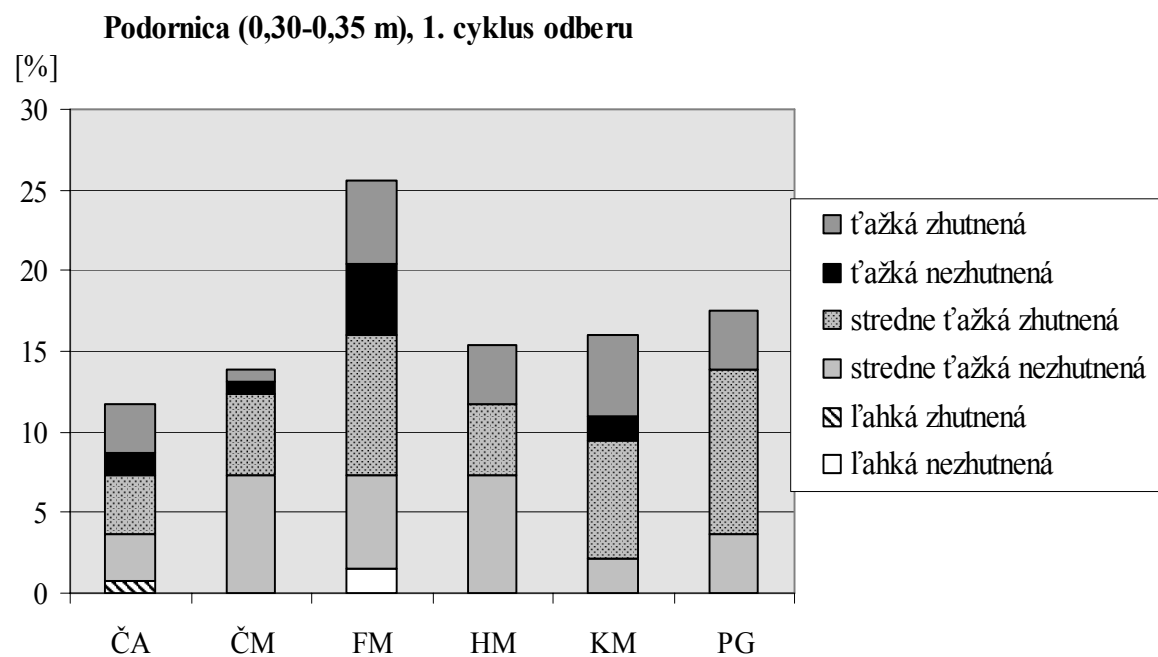
Údaje v tab. 1 a 2 podávajú súhrnnú informáciu o stave zhutnenia zvlášť v ornici a zvlášť v podornici za všetky tri odberové cykly prostredníctvom priemeru (ϕ) a variačného koeficientu ($s_x\%$). V prípade ornice pri väčšine pôdných druhoch a typoch a vo všetkých troch cykloch je nižší podiel zhutnených lokalít v porovnaní so stavom zhutnenia v podornici.

Z hľadiska jednotlivých pôdných typov v prípade ornice stredne ťažkej pôdy je poradie PG, ČM, KM, HM, ČA a FM (22 – 40 %), pri podornici PG, KM, FM, ČA, HM a ČM (52 – 85 %). Rozdiel je len v postavení černozemí. Ich horší stav v povrchových vrstvách v porovnaní s ostatnými pôdnymi typmi možno pripísať ich intenzívnemu využívaniu (podobne Houšková 2002), lepší stav v hlbších vrstvách vyššiemu obsahu humusu. Hodnoty v ornici stredne ťažkých pôd sú viac rozkolísané, s vyšším variačným koeficientom (22 – 68 %) oproti podornici (8 – 42 %), čo môže byť výsledkom špecifickej agrotechniky k tej ktorej plodine. Podobná situácia je pri ťažkých pôdach, hlavne v spodných vrstvách, s tým rozdielom, že je tu vyššia miera zhutnenia (ornica 35 – 83 %, podornica 50 – 91 %). Stav ornice ťažkých, „minútových“ pôd je pravdepodobne najviac závislý od počtu prejazdov pri vyššej pôdnej vlhkosti a súvisí s intenzitou využívania (poradie ČM, ČA, FM, KM, PG, HM). Ľahké pôdy sú najmenej zastúpené a zachovávajú si pomerne priaznivý fyzikálny stav (Širáň 2003).

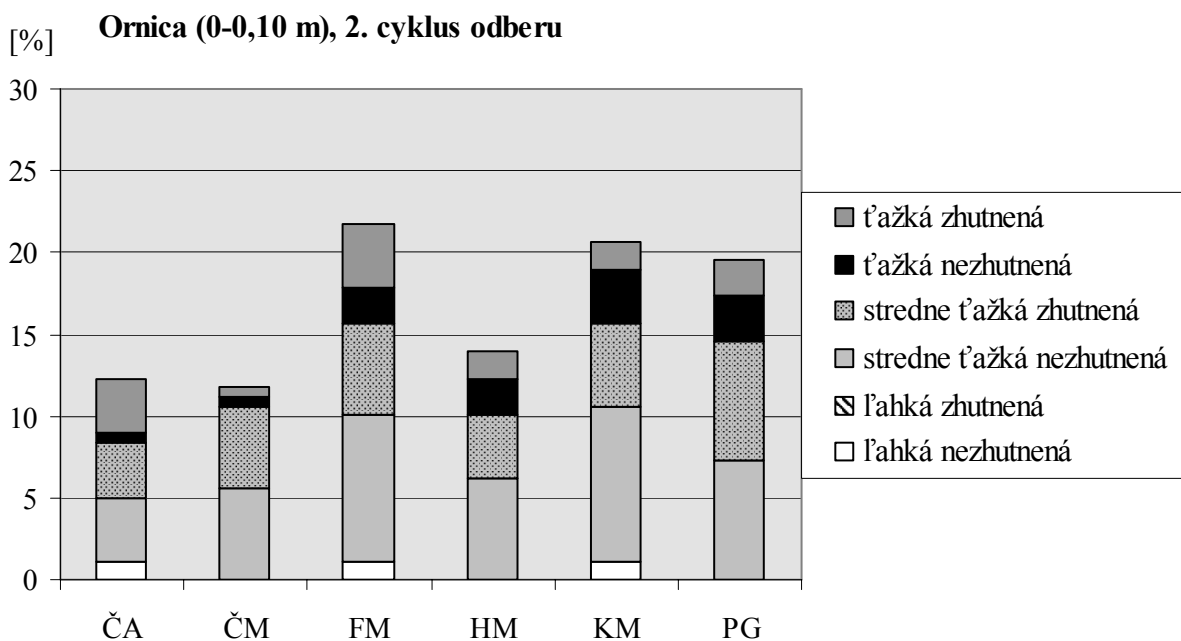
Obr. 1 Stav zhutnenia ornice v 1. odberovom cykle v závislosti od pôdných druhov a typov



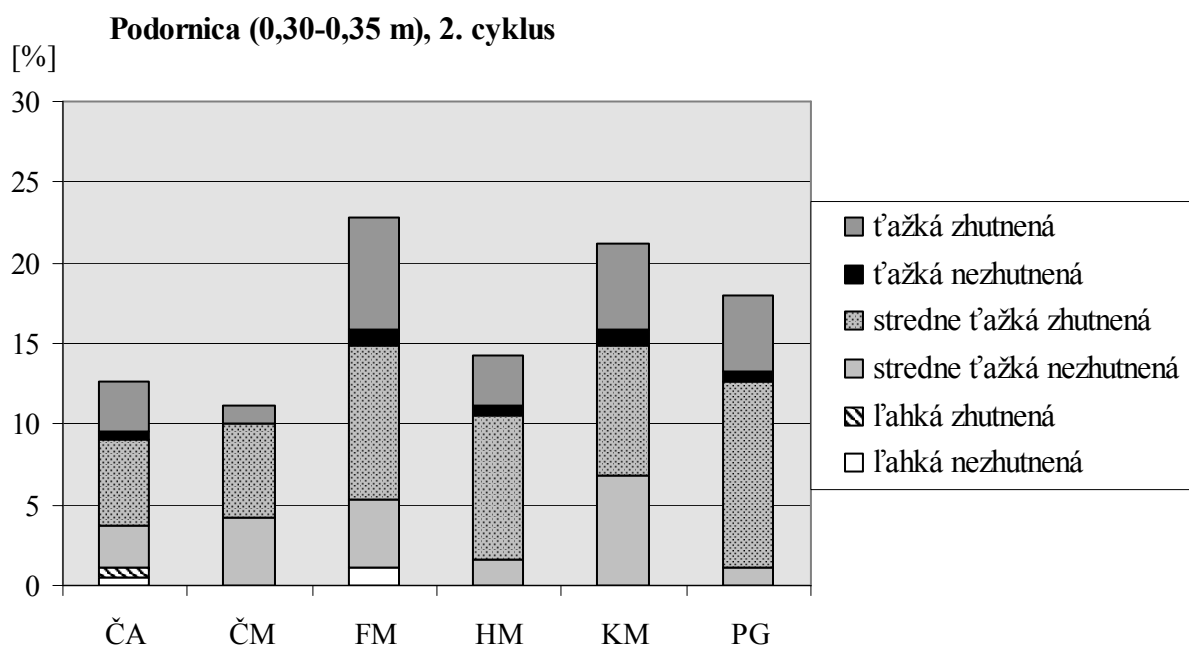
Obr. 2 Stav zhutnenia podornice v 1. odberovom cykle v závislosti od pôdných druhov a typov



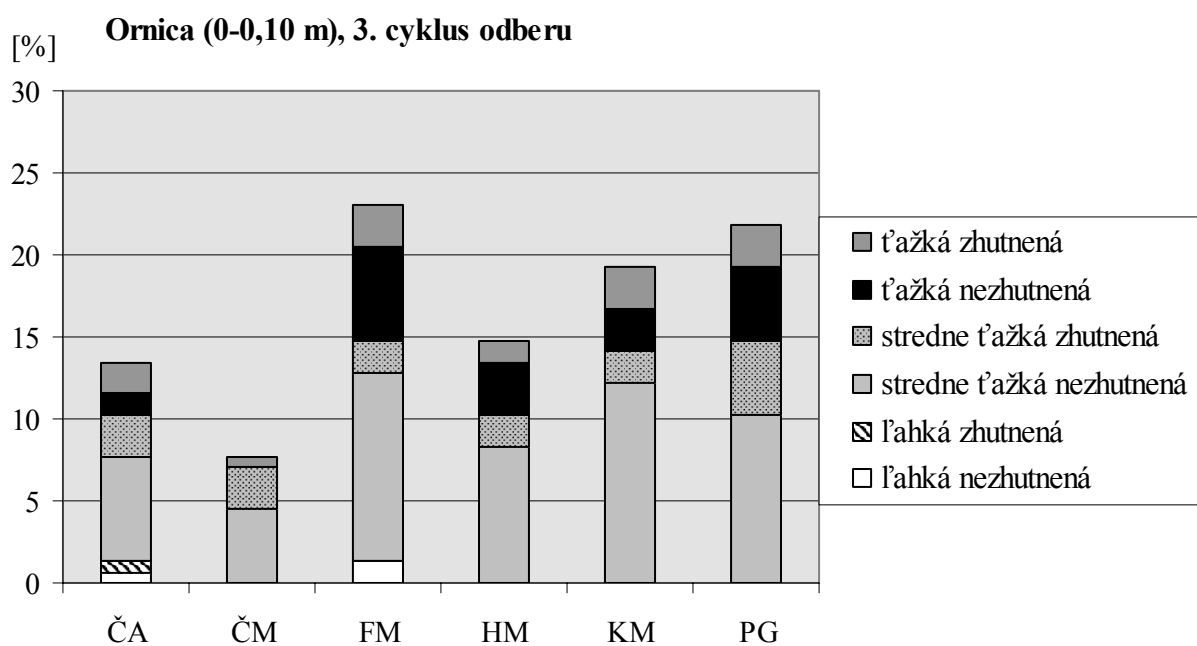
Obr. 3 Stav zhutnenia ornice v 2. odberovom cykle v závislosti od pôdných druhov a typov



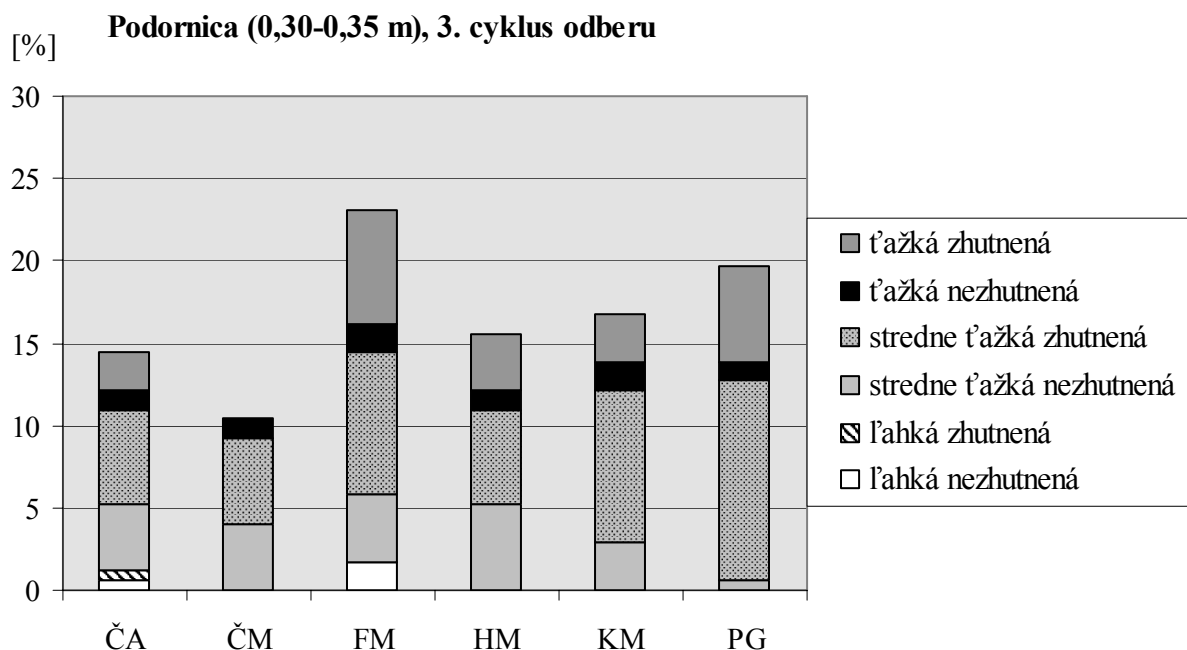
Obr. 4 Stav zhutnenia podornice v 2. odberovom cykle v závislosti od pôdných druhov a typov



Obr. 5 Stav zhutnenia ornice v 3. odberovom cykle v závislosti od pôdných druhov a typov



Obr. 6 Stav zhutnenia podornice v 3. odberovom cykle v závislosti od pôdnych druhov a typov



Tab. 1 Podiel zhutnených, príp. nezhutnených pôd v ornici za daný pôdny druh (100 %) v rámci sledovaných pôdnych typov (priemery ϕ za 3 odberové cykly \pm variačný koeficient s_x %)

Pôdny druh	Stav zhutnenia	ČA	ČM	FM	HM	KM	PG
Ľahká	zhutnená	17 \pm 173	–	0	–	0	–
	nezhutnená	83 \pm 35	–	100	–	100	–
Stredne ťažká	zhutnená	32 \pm 42	38 \pm 22	33 \pm 50	22 \pm 68	34 \pm 59	40 \pm 24
	nezhutnená	68 \pm 19	62 \pm 14	67 \pm 24	78 \pm 20	66 \pm 30	60 \pm 16
Ťažká	zhutnená	55 \pm 60	83 \pm 35	45 \pm 38	35 \pm 21	42 \pm 20	38 \pm 15
	nezhutnená	45 \pm 74	17 \pm 173	55 \pm 31	65 \pm 11	58 \pm 14	62 \pm 9

Tab. 2 Podiel zhutnených, príp. nezhutnených pôd v podornici za daný pôdny druh (100 %) v rámci sledovaných pôdnych typov (priemery ϕ za 3 odberové cykly \pm variačný koeficient s_x %)

Pôdny druh	Stav zhutnenia	ČA	ČM	FM	HM	KM	PG
Ľahká	zhutnená	67 \pm 43	–	–	–	–	–
	nezhutnená	33 \pm 87	–	100	–	–	–
Stredne ťažká	zhutnená	60 \pm 9	52 \pm 18	66 \pm 8	58 \pm 42	69 \pm 19	85 \pm 13
	nezhutnená	40 \pm 14	48 \pm 19	34 \pm 15	42 \pm 58	31 \pm 43	15 \pm 92
Ťažká	zhutnená	73 \pm 15	50 \pm 100	74 \pm 24	87 \pm 14	75 \pm 14	91 \pm 9
	nezhutnená	27 \pm 41	50 \pm 100	26 \pm 65	13 \pm 96	25 \pm 42	9 \pm 94

ZÁVER

Z celkového pohľadu v podornici v porovnaní s orniciou pozorujeme v rámci jednotlivých pôdnych typov, druhov ako aj vo všetkých troch odberových cykloch (až na malé výnimky – hlavne pri ľahkých pôdach) vyšší podiel lokalít so zhutnenou pôdou. Pri stredne ťažkých a ťažkých pôdach je

to nad 50 %. V rámci stredne ťažkých pôd najhorší stav je pri pseudoglejoch, nasledujú kambizeme, fluvizeme a čiernice. Podiel zhutnených lokalít v prípade stredne ťažkých hnedozemí v rámci odberových cyklov najviac kolíše. V rámci podornice relatívne najpriaznivejšia situácia je pri černozeiach, v ornici sa ich stav zhoršuje (dostávajú sa až za pseudogleje). V podornici ťažkých pôd je situácia podobná, no v prípade ornice sa zlepšuje v prospech menej intenzívne využívaných pôd. Láhke pôdy si zachovávajú pomerne priaznivý fyzikálny stav.

Na základe zistených faktov možno konštatovať, že určité pôdne typy v rámci jednotlivých pôdných druhov môžu byť viac náchylné na zhutnenie, no bude potrebné to podrobiť podrobnejšej analýze s ohľadom na jednotlivé vplyvajúce faktory.

LITERATÚRA

- Houšková, B.: Použitie pedotransferových funkcií na výpočet hydrofyzikálnych charakteristík pôdy. Pedo-disertationes, VÚPOP Bratislava, 2000, 774 s.
- Houšková, B.: Vývoj fyzikálnych vlastností poľnohospodárskych pôd Slovenska. In: Monitoring pôd SR. VÚPOP Bratislava, 2002, s. 131-141.
- Širáň, M.: Monitoring fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností pôd. In: Monitoring pôd SR, priebežná správa čiastkovej úlohy VÚPOP Bratislava, 2003, s. 113-122.
- Zákon NR SR č. 220/2004 Z. z.

STAV CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ PŮD NA VÝCHODOSLOVENSKEJ NÍŽINE

The Status of Chemical Properties of Soil on the East-Slovakian Lowland

Božena ŠOLTYSOVÁ, Rastislav MATI, Dana KOTOROVÁ

Oblasťný výskumný ústav agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, SR

e-mail: ovua@minet.sk

Abstrakt

Trvalo udržateľné poľnohospodárstvo predpokladá realizovať pestovateľské opatrenia, ktoré v konečnom dôsledku nezhoršujú základné vlastnosti pôdy. Viac ako desaťročné obdobie (1991 – 2003) výrazne obmedzených vstupov do výroby sa negatívne prejavilo v chemizme pôdy. Nízka intenzita hnojenia a vápnenia pôd v regióne Východoslovenskej nížiny, ale aj v rámci celého Slovenska, mala nepriaznivý dopad na pôdnu úrodnosť. V porovnaní s rokom 1989 sa zvýšilo zastúpenie kyslých pôd a poklesla výmera orných pôd s neutrálnou pôdnou reakciou. Súčasne sa zvýšilo zastúpenie orných pôd s malým obsahom fosforu a draslíka a pokleslo zastúpenie pôd s dobrým a vysokým obsahom uvedených živín. Nízka úroveň hnojenia priemyselnými hnojivami a znížená aplikácia vápenatých hmôt spôsobila v regióne Východoslovenskej nížiny nielen zhoršenie agrochemických vlastností pôd, ale aj pokles úrod poľnohospodárskych plodín.

Kľúčové slová: Východoslovenská nížina, hnojenie, pôdna úrodnosť, pôdna reakcia, živiny, úrody plodín, zúrodňovacie opatrenia

Abstract

Sustainable agricultural suppose to realize cultivation measures which do not deteriorate of basic soil properties in the ultimate consequence. More than ten-year period (1991 – 2003) of distinct limited possibilities inputs into the plant production negatively manifested itself in soil chemistry. Low intensity of fertilization and liming had negative effect on the soil fertility at the region of East Slovakian Lowland, but at whole Slovakia, too. Compared with year 1989, the area of acid soils were increased and area of arable land with neutral soil reaction were decreased. The share of arable land with low content of phosphorus and potassium were increased and share of soils with good and high content listed above nutrients were decreased. Low intensity of fertilization and liming, both effects not only degradation agrochemical soil properties but also decreased plants yield at the region of East Slovakian Lowland.

Keywords: East Slovakian Lowland, fertilization, soil fertility, soil reaction, nutrients, plant yield, fertilizing arrangements

ÚVOD

Základom celkovej poľnohospodárskej činnosti je pôda. Celková výroba a kvalita poľnohospodárskych produktov v značnej miere závisia nielen od rozlohy, ale hlavne od kvality pôdneho fondu. Najdôležitejšou vlastnosťou pôdy je jej úrodnosť, teda schopnosť zabezpečiť pre pestované plodiny dostatok živín a vody. Zaistenie úrodnosti a produkčnej schopnosti pôdy je podmienené zachovaním a zlepšovaním jej fyzikálnych, chemických a biologických vlastností a teda aj udrzaním optimálnych obsahov živín v pôde a stabilizáciou priaznivých hodnôt pôdnej reakcie (Bujnovský, 2003; Čermák, 1998).

Po roku 1990 nie je na väčšine podnikov hospodáriacich na Východoslovenskej nížine zabezpečená nestratová bilancia živín. Úzko to súvisí s výberom osevného postupu, v ktorom sú väčšinou zastúpené výhodné trhové plodiny, a nie je pritom v osevnom postupe zohľadnený návrat odobratých živín úrodou z pôdy.

V porovnaní so Slovenskom sú na väčšine podnikov VSN zistené nižšie zásoby živín v pôde, ktoré sú príčinou nižšej produkčnej schopnosti pôdy, podniky vyrábajú menej efektívne a preto rastlinná výroba v porovnaní so Slovenskom je menej konkurencieschopná.

Pôdna reakcia je jednou z najdôležitejších chemických vlastností pôdy. Rôzne poľné plodiny majú diferencované požiadavky na pôdnu reakciu. Väčšine kultúrnych rastlín sa najlepšie darí v prostredí so slabo kyslou až neutrálnou pôdnou reakciou a preto úprava a udržanie priaznivej pôdnej reakcie musí byť neoddeliteľnou súčasťou pestovateľského procesu.

MATERIÁL A METÓDY

Podklady boli získané z dostupných štatistických materiálov, správ a hodnotení poskytnutých regionálnymi odbormi Ministerstva pôdohospodárstva SR v Michalovciach a v Trebišove.

Chemické vlastnosti pôd Východoslovenskej nížiny boli posudzované na základe výsledkov rozborov pôd odobratých v rokoch 1989, 1994 a 1999 z 200 až 300 parciel poľnohospodárskych subjektov z okresov Michalovce, Trebišov a Sobrance. Vzorky boli analyzované v agrolaboratóriu Oblastného výskumného ústavu agroekológie Michalovce. V odobratých vzorkách boli stanovené obsahy prístupného fosforu, draslíka a hodnoty výmennej pôdnej reakcie (Kobza a kol., 1999). Získané výsledky boli posúdené na základe kritérií hodnotenia výsledkov, ktoré uvádzajú Bizík a kol. (1998).

Pre sledovanie zmien chemických vlastností pôd Slovenska boli využité dostupné výsledky z posledných troch cyklov (VIII. – X. cyklus) agrochemického skúšania pôd (Kotvas a kol., 2000).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Po roku 1989 poľnohospodárska prax v mnohých prípadoch pristúpila k výraznému, ale neopodstatnenému zníženiu spotreby vápenatých hmôt. Táto dlhodobá nízka a nevyvážená intenzita vápnenia je príčinou pretrvávajúceho zhoršovania pôdnej reakcie. Na Východoslovenskej nížine sa v roku 1994 rapídne zvýšila výmera extrémne kyslých, silne kyslých a kyslých pôd (pH/KCl pod 5,5) v porovnaní s rokom 1989. Príčinou poklesu pôdnej reakcie v regióne VSN bola už uvedená nízka úroveň vápnenia, ktorá sa v rokoch 1991 až 1995 pohybovala od 0,6 kg CaO na hektár poľnohospodárskej pôdy po 56 kg. Súčasne na VSN bol v roku 1994 zaznamenaný pokles pôd s neutrálnou pôdnou reakciou priemerne o 41,0 % (tab. 1). Podobne aj v rámci celého Slovenska sa pokles spotreby vápenatých hmôt prejavil na zvýšení zastúpenia pôd s kyslou pôdnou reakciou.

Tab. 1 Porovnanie vývoja percentuálneho zastúpenia kategórií pôdnej reakcie na VSN a Slovensku

Región	Rok	Percentuálne zastúpenie kategórií			
		Kyslá	Slabo kyslá	Neutrálna	Alkalická
VSN	1989	17,6	38,4	34,6	9,4
	1994	26,3	49,8	20,4	3,5
	1999	21,8	51,3	23,9	3,0
Slovensko	1989	9,6	28,0	34,9	27,5
	1994	13,8	24,4	40,4	21,4
	1999	12,3	31,5	34,6	21,7

kde: kyslá – extrémne kyslá, silne kyslá a kyslá pôdna reakcia
alkalická – alkalická a silno alkalická pôdna reakcia

V súvislosti s potrebou zníženia zastúpenia pôd VSN s kyslou až extrémne kyslou pôdnou reakciou vystupuje do popredia nutnosť realizácie neinvestičných zúrodňovacích opatrení. Pôdy s pôdnou reakciou pod 5,5 si vyžadujú melioračné vápnenie. Prehľad o potrebe zúrodnenia na sledovaných pôdach VSN melioračným vápnením za roky 1999 – 2001 je spracovaný v tab. 2.

Z výmery sledovaných pôd VSN s extrémne kyslou až kyslou pôdnou reakciou vyplynula potreba melioračného vápnenia na ploche 23 541 ha. Pôdnu reakciu, ktorá sa vyskytovala v rozmedzí 3,5 – 5,5

bolo potrebné upraviť na všetkých 828 parcelách. V závislosti od pôdnej reakcie a druhu pôd sa odporúčane dávky vápenatých hmôt pre navrhnuté zúrodňovacie opatrenie nachádzali v rozpätí 2,4 – 7,2 t.ha⁻¹ CaO.

Zo sledovanej výmery pôdy boli v rokoch 1999 – 2001 zúrodňovacie zásahy zrealizované len na 60 – 70 % výmere. Tento fakt môže v budúcnosti mať za následok ďalšie zvyšovanie podielu pôd s kyslou reakciou a znižovanie zastúpenia pôd s neutrálnou pôdnou reakciou.

Tab. 2 Zúrodnenie pôdy melioračným vápnením

Parameter		Rok			
		1999	2000	2001	1999 – 2001
Sledovaná plocha zúrodnenia pôdy [ha]		4 102	7 658	11 781	23 541
Počet poľnohospodárskych subjektov		10	34	42	86
Počet parciel		147	276	405	828
Rozsah pôdnej reakcie	min. pH/KCl	4,20	3,90	3,50	3,50
	max. pH/KCl	5,50	5,50	5,50	5,50
Odporúčaná potreba CaO [t.ha ⁻¹]	min. dávka CaO	3,2	2,4	2,7	2,4
	max. dávka CaO	5,3	6,3	7,2	7,2

Desaťročné obdobie výrazne obmedzených vstupov do rastlinnej výroby sa prejavilo na celkovom chemizme pôdy. Radikálne úspory na vstupoch do rastlinnej výroby spôsobili výrazne negatívnu bilanciu živín v porovnaní s ich čerpaním úrodami plodín. Vývoj situácie v spotrebe priemyselných hnojív na 1 ha poľnohospodárskej pôdy na Východoslovenskej nížine a na Slovensku je uvedený v tab. 3.

Tab. 3 Spotreba priemyselných hnojív [kg.ha⁻¹]

Región	Živiny	Rok						
		1990	1991	1992	1993	1995	1999	2001
VSN	N	83,7	49,4	28,6	14,9	17,5	16,9	41,5
	P ₂ O ₅	61,9	31,6	12,3	5,0	3,3	2,4	4,0
	K ₂ O	48,4	13,4	7,3	1,6	1,7	1,8	2,3
	spolu	194,0	94,4	48,2	21,5	22,5	21,1	47,8
Slovensko	N	91,6	62,8	39,5	28,4	30,6	31,9	45,4
	P ₂ O ₅	69,0	30,7	12,6	7,2	7,8	6,4	10,7
	K ₂ O	49,1	29,6	11,8	6,0	6,6	5,2	9,4
	spolu	239,7	123,1	63,9	41,6	45,0	43,5	65,5

V roku 1990 sa spotreba priemyselných hnojív na Východoslovenskej nížine pohybovala na úrovni 194,0 kg.ha⁻¹ poľnohospodárskej pôdy. V rámci celého Slovenska bola spotreba priemyselných hnojív o 45,7 kg.ha⁻¹ NPK vyššia. Uvedené dávky živín boli optimálne vedecky zdôvodnené, zabezpečovali vysoké úrody a prispievali k udržiavaniu a zvyšovaniu pôdnej úrodnosti.

Na VSN, ale aj na Slovensku, bol v roku 1991 zaznamenaný pokles spotreby priemyselných hnojív na polovicu predchádzajúceho roka. V ďalších rokoch ešte rapidnejšie poklesla spotreba priemyselných hnojív až na približne 45 kg NPK na hektár poľnohospodárskej pôdy na Slovensku a asi 22 kg NPK na hektár poľnohospodárskej pôdy na VSN. Pri porovnaní Východoslovenskej nížiny a Slovenska bola v niektorých rokoch úroveň hnojenia priemyselnými hnojivami na VSN až o polovicu nižšia ako bol celoslovenský priemer.

Od roku 2001 sa spotreba priemyselných hnojív mierne zvýšila a na VSN bola 47,8 kg.ha⁻¹ NPK, na Slovensku 65,5 kg.ha⁻¹ NPK. Z aplikovaných priemyselných hnojív najvyšší podiel patril dusíku – 86,8 % na VSN, resp. 69,3 % na Slovensku.

Uvedená nízka intenzita hnojenia priemyselnými hnojivami mala nepriaznivý dopad na pôdnu úrodnosť, pretože dochádzalo k znižovaniu zásobenosti pôd živinami a tiež k zhoršeniu fyzikálnych a biologických vlastností pôd. V tabuľke 4 je uvedené plošné zastúpenie pôd, ktoré patria do rovnakej kategórie z hľadiska nameraných obsahov prístupného fosforu a draslíka. V porovnaní s východis-

kovým rokom 1989 sa zvýšilo zastúpenie pôd s veľmi malým a malým obsahom prístupného fosforu a draslíka a pokleslo zastúpenie pôd s dobrým a vysokým obsahom uvedených živín. Rovnaký trend, ako dôsledok zníženia spotreby priemyselných hnojív, bol zaznamenaný nielen na Východoslovenskej nížine, ale aj v rámci Slovenska.

V roku 1989 až 36,2 % pôd Východoslovenskej nížiny patrilo do kategórie pôd s dobrým až vysokým obsahom prístupného fosforu, kým v roku 1999 to bolo len 25,3 % ornej pôdy. Zastúpenie pôd s veľmi nízkym a nízkym obsahom prístupného fosforu sa zvýšilo z 20,1 % zistených v roku 1989 na 37,8 % v roku 1999. Podobné tendencie boli zaznamenané aj pri porovnaní plošného zastúpenia pôd patriacich do jednotlivých hodnotených kategórií v rámci celého Slovenska.

Vzhľadom na nižšie každoročne aplikované dávky hnojív na VSN v porovnaní so Slovenskom sa za desať rokov prehĺbili rozdiely v kategórii pôd s nízkym obsahom fosforu. V roku 1989 bolo na VSN o 7 % pôd s nízkym obsahom prístupného fosforu viac než na Slovensku, kým v roku 1999 rozdiel dosahoval až 18,2 % v neprospech Východoslovenskej nížiny.

Tab. 4 Zmeny v plošnom zastúpení pôd VSN a Slovenska podľa jednotlivých skupín pôd (%)

Región	Rok	P			K		
		Nízky	Stredný	Dobrý	Nízky	Stredný	Dobrý
VSN	1989	20,1	43,7	36,2	6,9	30,0	63,1
	1994	27,4	51,3	21,3	12,7	45,7	41,6
	1999	37,8	37,1	25,3	16,1	34,1	49,7
Slovensko	1989	13,1	42,1	44,8	3,5	18,3	78,2
	1994	11,9	38,0	50,1	8,3	25,3	66,4
	1999	19,6	42,1	38,3	10,8	31,3	57,9

kde: nízky – veľmi nízky a nízký obsah prístupných živín

stredný – stredný obsah prístupných živín

dobrý – dobrý, vysoký a veľmi vysoký obsah prístupných živín

Podobná situácia bola aj pri draslíku, keď zo 63,1 % pôd dobre až vysoko zásobených týmto prvkom v roku 1989 ich množstvo pokleslo na 49,7 % v roku 1999. Naopak zastúpenie pôd s veľmi nízkym a nízkym obsahom draslíka sa zvýšilo zo 6,9 % na 16,1 % plôch. V rámci Slovenska boli v uvedenom období zaznamenané rovnaké trendy. Analogicky aj v prípade draslíka nižšie aplikované dávky draselných hnojív na VSN v porovnaní so Slovenskom boli príčinou 5,3 % zvýšenia plôch pôdy s nízkym obsahom draslíka v roku 1999 v porovnaní s 3,4 % rozdielom v roku 1989.

Tab. 5 Úrody vybraných poľných plodín (t.ha⁻¹)

Plodina	Región	Rok										
		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2002
pšenica	VSN	5,95	5,14	4,79	4,04	4,42	3,37	4,04	3,99	2,71	2,78	4,05
	SR	5,00	5,22	4,80	3,85	4,85	4,44	4,13	4,57	4,17	4,01	3,99
jačmeň	VSN	5,47	4,40	3,94	3,34	3,36	2,93	3,32	2,72	1,89	1,96	3,06
	SR	4,82	4,59	4,13	3,33	3,67	3,40	3,18	3,58	3,51	2,94	3,73
Kukurica na zrno	VSN	4,76	4,60	3,18	3,89	2,59	3,44	4,14	4,20	3,38	3,24	3,67
	SR	3,56	5,40	4,50	4,62	4,14	4,90	5,75	5,95	5,51	6,00	5,37
strukoviny	VSN	1,81	2,35	2,10	1,71	2,54	1,91	1,90	1,70	1,20	1,58	1,75
	SR	2,16	2,26	2,42	1,88	2,91	2,17	2,09	2,03	2,14	1,92	2,40
olejniny	VSN	2,31	2,23	1,70	1,21	1,51	1,58	1,46	1,70	1,11	1,45	1,93
	SR	1,90	2,22	1,90	1,70	1,78	1,90	1,89	1,93	1,67	1,67	1,96
repa cukrová	VSN	35,87	31,29	24,23	26,72	22,67	27,54	33,45	34,10	25,90	27,40	34,64
	SR	30,82	31,07	29,36	34,31	34,57	34,27	40,75	35,40	38,21	40,77	43,63

Nízka úroveň hnojenia spôsobila v regióne VSN nielen zhoršenie agronomických vlastností pôd, ale aj pokles úrod poľnohospodárskych plodín (tab. 5). Z uvedeného prehľadu vidíme, že roky 1990 a 1991 môžeme považovať za východiskové s pomerne stabilnými úrodami obilnín a repy cukrovej

a to nielen za Slovensko, ale aj za VSN. V uvedených rokoch sa VSN priblížila alebo vyrovnala úrodami iným regiónom Slovenska. V ďalších rokoch bol zaznamenaný pokles úrod plodín na VSN v porovnaní s priemerom za Slovensko. Z uvedených skutočností vyplýva, že nízka úroveň hnojenia priemyselnými hnojivami a znížená aplikácia vápenatých hmôt mali v podmienkach VSN nepriaznivejší dopad na úrody ako v iných regiónoch Slovenska. Na znížení úrod sa samozrejme podieľali aj iné faktory – nedostatok vhodnej techniky, nedostatočná chemická ochrana plodín, nekvalitné osivo, nepriaznivé poveternostné podmienky pre vývoj rastlín a pod.

V roku 2002, ktorý bol z hľadiska klimatických podmienok optimálnym rokom, sa Východoslovenská nížina úrodami pšenice a olejníu priblížila iným regiónom Slovenska. Pri ostatných plodinách na VSN však vidieť zaostávanie v porovnaní s priemerom za celé Slovensko.

ZÁVER

Na základe prezentovaného vývoja agrochemických vlastností pôd na Východoslovenskej nížine v podmienkach obmedzeného hnojenia priemyselnými hnojivami a vápenatými hmotami je zrejmé, že v poslednom desaťročí dochádza k zhoršovaniu pôdnej reakcie a poklesu základných živín. Je potrebné si uvedomiť, že pôdy s vyhovujúcim obsahom prístupných živín je možné ľahko vyčerpať a spätná náprava si bude vyžadovať dlhé obdobie.

Pri porovnaní Východoslovenskej nížiny a Slovenska z hľadiska zmien chemických vlastností pôd sa prehľbujú rozdiely v kategóriách pôd s nepriaznivými obsahmi živín a kyslou pôdnou reakciou v neprospech Východoslovenskej nížiny.

Vychádzajúc z naznačených problémov bude potrebné na intenzívne využívaných pôdach Východoslovenskej nížiny vo väčšej miere realizovať melioračné vápnenie pôd, hĺbkové melioračné kyprenie pôd, zvyšovať obsah organických látok v pôde, zlepšiť systémy agrotechniky a striedania plodín, spracovania pôdy, výživy plodín a ochrany rastlín. Všetky uvedené zásahy by mali pozitívne ovplyvniť úrodnosť pôdy a zabezpečiť maximálnu efektivnosť výroby produktov.

LITERATÚRA

- Bízík, J. a kol. 1998. Metodika hnojenia a výživy rastlín. 1. vyd. Bratislava: At Publishing, 1998. 112 s. ISBN 80-967812-1-9
- Bujnovský, R. 2003. Pamätajme na úpravu pôdnej reakcie vápnením. In: Naše pole, roč. 7, 2003, č. 11, s. 16.
- Čermák, P. 1998. Vliv různých systémů hnojení na půdní úrodnost. In: Úroda, roč. 46, 1998, č. 9, s. 6 – 7.
- Kobza, J. a kol. 1999. Čiastkový monitorovací systém – pôda: Záväzné metódy. 1. vyd. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, 1999. 138 s. ISBN 80-85361-55-8
- Kotvas, F. a kol. 2000. Výsledky agrochemického skúšania pôd na Slovensku v rokoch 1995 – 1999. 1. vyd. Bratislava: ÚKSUP, 2000. 100 s. ISBN 80-8536-82-5

VÝVOJOVÉ RADY PÔD V KRAJINE

Development Soil Series in the Landscape

Bohumil ŠURINA, Jaroslava SOBOCKÁ

*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava, Gagarinova 10,
827 13 Bratislava, e-mail: surina@vupu.sk, sobocka@vupu.sk*

Abstrakt

Na rade schematických profilov znázorňujúcich typické reliéfy Slovenska vykresľujeme základné vývojové rady pôd v krajine. Tie odrážajú všeobecné zákonitosti (usporiadanie) vývoja pôd v konkrétnych bioklimatických a hydrologicko-substrátovo-geomorfologických podmienkach. U prevažnej väčšiny profilov vyjadrujúcich bioklimaticky podmienenú výškovú a príhorskú zonálnosť pôd neuvádzame nadmorské výšky, pretože tie sa aj pri rovnakom pôdotvornom substráte výrazne menia v závislosti od expozície, zemepisnej dĺžky a šírky, ako aj masívnosti pohoria. Ostatné druhy zonálnosti (šírková, oceánicko-kontinentálna, kotlinová) sa nezohľadňujú, nakoľko v podmienkach nášho územia majú menší význam.

Abstract

A basic development soil series in the landscape were depicted on the schematic graph of profiles representing typical relief conditions of Slovakia. They reflect general relation (pattern) of soil development in concrete bio-climatic, and hydrological-substrate-geomorphological conditions. At the most of soil profiles indicating bio-climatically conditioned vertical and near-mountain zonality we do not introduce altitude, because it is significantly changed at the same parent material in dependency of exposure, longitude and latitude, as well as of massif mountains. Other kinds of zonality (latitude, oceanic-continent and basin) are not respected as in our territory conditions have rather little meaning.

Vývojové rady pôd

Vzájomným pôsobením pôdotvorných faktorov (atmosféra, biosféra, hydrosféra, litosféra) v podmienkach reliéfu a času vzniká a vyvíja sa pôda, so špecifickými fyzikálnymi, chemickými, mineralogickými a morfológickými vlastnosťami a charakteristikami. Za faktor osobitného typu považujeme aj činnosť človeka. Pôda je teda funkciou uvedených činiteľov. Pri vzniku iniciálnej pôdy sú všetky faktory rovnako dôležité, pretože ak ktorýkoľvek z faktorov pôdotvorby chýba, nevznikne pôda ale iba minerálny, organický, alebo organominerálny sediment. Pri ďalšom vývoji iniciálnej pôdy však môže a spravidla aj dominuje niektorý z pôdotvorných činiteľov.

V našich podmienkach najčastejšie za dominantný faktor ďalšieho vývoja pôd z rovnakých pôdotvorných substrátov považujeme klímu a za významnú podmienku reliéf. Táto dominancia určuje ďalší pôdotvorný proces, pôsobením ktorého sa iniciálna pôda mení a nadobúda nové morfológické, fyzikálne, chemické a biologické charakteristiky a vlastnosti.

Klíma ako dominantný pôdotvorný faktor

Vplyv dominantného faktora klímy (bioklímy) na vývoj pôdných jednotiek názorne vyjadrujú kulisové profile výškovej zonálnosti pôd s typickým radom bioklimaticky podmienených pôdných jednotiek vyvinutých zo zvetralín pevných nekarbonátových hornín: kambizem modálna nasýtená – kambizem modálna kyslá – podzol kambizemný – podzol humusovo-železitý – ranker podzolový – litozem silikátová. Tento faktor sa dokáže prejavíť dokonca aj na pevných karbonátových horninách, kde jeho pôsobením vzniká s narastajúcou nadmorskou výškou vývojový rad pôd: rendzina modálna – rendzina litozemná – rendzina organogénna – litozem modálna karbonátová.

Zaujímavým fenoménom najmä v oblasti sprašových pahorkatín je tzv. príhorská zonálnosť. Schematicky je znázornená na časti profilu Trnavská sprašová pahorkatina. Tu sa smerom k pohoriu zo spraše vyvinul špecifický rad pôdnych jednotiek: černozem modálna karbonátová – černozem modálna – černozem hnedozemná – černozem luvizemná – hnedozem modálna – hnedozem luvizemná – hnedozem pseudoglejová – pseudoglej luvizemný.

Výškový rozdiel medzi areálom černozemí karbonátových a pseudoglejov je príliš malý na to, aby išlo o výškovú zonálnosť. Takýto druh zonálnosti bol popísaný autormi z rôznych krajín (Fink 1958, Sokolov 1959, Liverovskij – Kornbljum 1960 a i.), u nás sa tejto problematike ako prví venovali Z. Bedrna a L. Mičian (Bedrna – Mičian 1964, Mičian 1965). Teória Mičiana a Bedrnu vysvetľuje vývoj takéhoto radu pôd zrážkami, ktoré zachytáva horské pásmo, pričom časť týchto zrážok padá aj do blízkeho okolia a s narastajúcou vzdialenosťou od pohoria ich je čoraz menej. Tým vzniká postupný prechod od pôd s premyvným vodným režimom až po pôdy s výparným režimom. Odlišná je teória Liverovského a Kornbljuma, ktorá hovorí o predhorskej zonálnosti na náveternej strane pohorí a o arídno-tieňovej zonálnosti na záveternej strane (v dažďovom tieni veľhôr). Tá sa u nás uplatňuje len lokálne a už vôbec nie v oblasti sprašových pahorkatín.

Podľa nášho názoru hlavnou príčinou vývoja uvedeného radu pôd je tá, ktorú uviedli už Mičian s Bedrnou, nie však jediná. Ide o komplex príčin, pričom žiadna z nich by samostatne nebola schopná spôsobiť vývoj takéhoto radu pôd. V určitej miere tu dozaista pôsobí tiež výškový rozdiel medzi najvyššou a najnižšou časťou sprašovej pahorkatiny a najmä rozdiel v členitosti reliéfu pahorkatiny v oblasti hnedozemí a černozemí (členitejšia oblasť hnedozemí má premyvnejšie podmienky ako rovinatá tabuľová oblasť černozemí). V nemalej miere tu zrejme spolupôsobil aj človek, ktorý pomerne husto osídľoval už od neolitu okrajové černozemné oblasti pahorkatiny, odlesňoval ich a poľnohospodársky využíval.

Štúdium bioklimaticky podmienených vývojových radov je zaujímavé aj z toho dôvodu, že umožňujú prognózu ďalšieho vývoja pôd v dôsledku klimatickej zmeny. Ich vývoj môže pri zmene klímy na chladnejšiu a vlhšiu progredovať napr. od černozemí k hnedozemiam až k luvizemiam a pseudoglejom, alebo naopak regredovať, ak sa klíma zmení na teplejšiu a suchšiu. Práve takýto regradačný vývoj pôdnych jednotiek je prognózovaný minimálne pre toto storočie v južných oblastiach Slovenska. Pretože regradačný vývoj smerom k černozemiam prebieha oveľa pomalšie, v najbližších storočiach sa ani najjužnejšie hnedozeme nezmenia na černozeme. Máme dôkazy, že ich regradačná zmena prebieha už od neolitu.

Reliéf ako významná pôdotvorná podmienka

Na význam reliéfu ako pôdotvornej podmienky pri vývoji pôd poukazujú zvyšné profily, vyjadrujúce najmä hydrologicko–substrátovo–geomorfologické vzťahy pri vzniku pôdnych jednotiek.

Vývojové rady terestrických pôd sú schematicky znázornené na profile hrást'ovým pohorím Malé Karpaty (kryštalínikum s mezozoickou obalovou sériou) a Záhorskou nížinou (viate piesky) a na profile typickou vápencovou krasovou planinou. Profily ukazujú zrejmy vzťah medzi reliéfom a pôdnou jednotkou, napr. vylúhovacie procesy na horských rovinách.

Vývojové rady hydromorfných pôd (hydromorfné katény) sú zobrazené na sérii kulisových profilov alúviami rôzneho veku a v rôznom štádiu vývoja. Profily poukazujú na vzťah pôdotvorných podmienok (reliéf, vek) a faktorov (hydrosféra, litosféra).

ZÁVER

Význam štúdia vývojových radov pôd v krajine pomáha pochopiť priestorovú diferenciáciu pôdneho krytu v podmienkach Slovenska v závislosti predovšetkým od bio-klímy a reliéfu. Poskytuje prehľad o zákonitostiach vývoja krajiny a pôd vzhľadom na určitý druh zonality. V podmienkach Slovenska sú najviac preskúmané a uvádzané nasledovné zonality: výšková a príhorská, ostatné zonality sú menej výrazné vzhľadom na charakter prírodných pomerov. Kulisové profily vývojových radov terestrických a hydromorfných pôd zdôrazňujú hydrologicko-substrátovo-geomorfologické vzťahy pedogenézy, t.j. tvorby pôd v špecifických podmienkach. Štúdium vývoja pôd môže prispieť k rozpracovaniu ich nových scenárov, ktoré bude možné využiť pri hodnotení účinkov očakávanej klimatickej zmeny na pôdny kryt Slovenska.

LITERATÚRA

- Bielek, P., Šurina, B., Ilavská, B., Vilček, J., 1998: Naše pôdy (poľnohospodárske). VÚPÚ Bratislava.
- Fink, J., 1958: Die Böden Österreichs. In: Mitteil. der Geogr. Ges., B.100, H. III. Wien.
- Liverovskij, J. A., Kornbljum, E. A., 1960: Zonalnosť počvennogo pokrova predgornych territorij. In: Izvestia AN SSSR, ser. geogr., No. 3.
- Mičian, L., Bedrna, Z., 1964: Dva druhy výškovej pásmovitosti pôd v strednej Európe so zvláštnym zreteľom na územie Slovenska. In: Geografický časopis č. 1. SAV Bratislava.
- Mičian, L., 1965: Vplyv geomorfologických pomerov na charakter pôdneho krytu. Acta geologica et geographica universitatis Comenianae, Geographica Nr. 5. SPN Bratislava.
- Sokolov, S. I., 1959: O zonalnosti počv i počvennych zonach Kazachstana. In: Počvovedenie č. 9.
- Šurina, B., 1999: Prognóza vývoja pôd SR podľa poznatkov o doterajších pedoklimatických zmenách. In: Zborník referátov z medzinárodnej vedeckej konferencie Atmosféra 21. storočia, organizmy a ekosystémy. TÚ Zvolen.
- Šurina, B., 2000: Vznik a vývoj pôd v SR. In: Jubilejná správa o pôde Slovenskej republiky a činnosti VÚPOP. VÚPOP Bratislava.

CONTENT OF HEAVY METALS IN SOIL PROFILES AT PROMNIK DUMPING GROUNDS (SOUTH POLAND)

Obsah ťažkých kovov v pôdnych profiloch na skládke v Promniku (Južné Poľsko)

Anna ŚWIERCZ

*Institute of Geography, Pedagogical Academy, 25-406 Kielce, Świetokrzyska 15,
e-mail: swierczag@poczta.net.pl*

Abstract

In this paper the impact of the Promnik landfill site was characterised in respect to the soil pollution with heavy metals. The analysis was based on the soil samples collected from five soil profiles neighbouring directly with the landfill site to the distance of 150 m. In the analysed podzolic soils there was no violation of the permitted concentration of heavy metals. In some soil samples the material showed a slight increase in the amount of lead, cadmium, and chromium, which shows a slight soil pollution with metals. In the light of the chemical analysis of the soil samples the Promnik municipal dumping grounds has a negative impact on the investigated soils.

Key words: heavy metal, soil profile, dumping

Abstrakt

V príspevku bol charakterizovaný dopad skládky odpadu Promnik na znečistenie pôdy ťažkými kovmi. Analýza sa zakladá na pôdnych vzorkách odobraných z piatich profilov priamo susediacich so skládkou, vo vzdialenosti do 150 m. V analyzovaných podzolistých pôdach sme nepozorovali žiadny prudký nárast kontaminácie ťažkých kovov. V niektorých pôdnych vzorkách vykazovala pôda nepatrný nárast olova, kadmia a chrómu, z čoho vyplýva malé znečistenie ťažkými kovmi. Vo svetle chemickej analýzy pôdy skládka Promnik má negatívny dopad na skúmané pôdy.

Kľúčové slová: ťažké kovy, pôdny profil, skládka

INTRODUCTION

Dumping ground are potential sources of pollution. Special dangers are caused by randomly selected places where wastes are left there in unsorted way and incompatible with regulations (Maciak 1999, Niedźwiecki i wsp. 2003).

In Poland there are approx. 1 000 organised municipal dumping ground, the total area of which amounts at over 3 125 ha (Ochrona Środowiska 2001). In the Świętokrzyski province there are 45 active dumping ground, however, only 8 of them have the applied substrate screening, drainage, ditches, containers and collectors to receive refluxes (Stan środowiska w województwie świętokrzyskim w roku 2000). The technical standing of the remaining ones (especially old and without adequate protection) is not satisfactory, and emissions arising during the storage i.e. reflux, dust, gases influence the environment. Therefore, it is necessary to introduce the constant monitoring of the exploitation and the sanitary conditions of the surrounding area of dumping ground (Kempa 1983, Szymańska-Pulikowska 2000).

The dumping grounds in question is located in Promnik, a village, and it has been in operation since 1985. Only municipal wastes are delivered to this dumping ground at the amount of approx. 75 000 m³ per year.

The soils surrounding the dumping grounds in Promnik belong to podzolic soil of IV and V valuation. They were formed from fluvio-glacial sands and weakly loamy sands with cations

exchange capacity. They are soils especially susceptible to change their properties under the influence of various anthropogenic activities.

The aim of this paper is to determine the impact of the dumping ground at Promnik on soil pollution with some heavy metals.

Object characteristics and testing methods

The dumping grounds in Promnik is a levelled dumping ground with natural bottom sealing in the form of weakly penetrating argillaceous and coniferous soils.

In 1999 the exploitation of sector I with the storing area of 4.6 ha and total capacity of 864 000 m³ was closed. This sector is currently reclaimed, surrounded with soil embankment with the medium and heavy aluminium composition at the height of 1 – 2.5 m and width of approx. 6 m (at the bottom of the embankment). Between the embankment and the proper dumping ground there is a ditch for rainwater and the container for reflux. Moreover, from west and north the sector is protected by loam–cement anti filter screening with the thickness of 40 cm (Dokumentacja techniczna 1994). The reclamation that depends on protecting the area of wastes against rain water, improving the quality of bank, making additional screenings, drainage of reflux and utilisation of biogas among the others is on the way.

In Promnik the storage of wastes began in sector II located southwards from sector I in 2000. The exploited sector is surrounded by earth embankment at the height of 2m that finally will reach the area of 3.8 ha (till 2008). The natural insulation of the bottom of sector II against ground water pollution is formed by loam, mud with sand and argillaceous that appears at the depth of 2 – 5 m. PEHD geomembrane and bentonite mat are likewise used as an additional protection to limit efficiently the waste infiltration (Lokalny monitoring wód podziemnych, sprawozdanie nr 7, 2002).

To evaluate the degree of the dumping grounds impact on soil pollution with heavy metals the samples were collected from five soil profiles located at the distance from 50 to 150 m in the eastern and south-eastern parts of the dumping ground. All the profiles were done in anthropogenic pine monocultures. In the samples the basic physical and chemical properties were determined: chemical composition pH_{KCl}, C_{tot}, Nog, Hh, S according to the commonly used methodology in soil science. The total content of heavy metals was determined by mineralising soil in water (HCl-HNO₃ at the ratio 3:1), and designation was done by ICP-AES (Induction Compress Plasma-Atom Emission Spectrometry). The content of mercury was determined by CVAAS method with the application of cold vapours.

RESULTS AND DISCUSSION

The tested soils located in the eastern and south-eastern parts of the dumping ground belong to podzolic-rusty soils formed from weakly loamy sands of fluvio-glacial origin. These are acid soils – pH_{KCl} ranges from 3.9 – 4.6, whereas hydrolytic acid property 2.2 – 49.9 cmol(+)kg⁻¹. They show low cations exchange capacity (0.42 – 6.43 cmol(+)kg⁻¹). The tested soils at the organic horizons contain organic carbon from 19.2 to 38.1 % and nitrogen from 0.67 to 1.12 % in total (Tab. 1), whereas at the humus horizon from 0.95 to 1.1.% C_{tot} and from 0.22 to 0.32 % Nog. The content of the organic substance and nitrogen decreases in a natural way together with the depth of profiles. The stated properties are typical of podzolic soils (Prusinkiewicz i wsp.1980, Brożek, Zwydak 2002) under pine woods.

Tab. 1 *Some properties of the investigated soils*

Profile No	Horizon	Depth	Fraction % <0.02	pH KCl	C tot.	Ntot	Hh	S
		cm	ϕ (mm)		%		cmol(+)kg ⁻¹	
1	Ol	0 – 2		4.20	32.13	0.921	49.80	5.95
	Ofh	1 – 3		4.50	21.0	0.670	17.10	2.32
	ApEes	3 – 15	9	4.60	0.96	0.260	6.12	3.17
	Bv	35 – 40	10	4.30	0.13	0.200	4.18	2.23
	C	90 – 100	5	4.50	0.02	0.001	2.91	0.42
2	Ol	0 – 2		4.50	34.14	0.912	58.11	5.06
	Ofh	1 – 3		4.22	19.14	0.701	18.23	2.33
	AhEes	2 – 12	5	4.10	1.08	0.227	7.17	3.55
	Bv	30 – 40	6	4.14	0.13	0.142	5.11	2.79
	C	80 – 100	8	4.50	0.05	0.010	3.09	0.72
3	Ol	2 – 0		4.12	41.15	1.421	38.77	4.29
	Ofh	1 – 3		4.13	22.23	0.697	16.12	2.56
	AhEes	5 – 15	6	4.21	0.97	0.322	9.70	2.13
	Bv	40 – 55	7	4.31	0.28	0.241	7.97	1.06
	C	80 – 90	8	3.85	0.03	0.002	4.25	0.61
4	Ol	0 – 2		4.35	35.21	1.115	43.52	6.43
	Ofh	1 – 3		4.18	22.16	0.731	18.13	2.26
	AhEes	3 – 15	5	4.22	1.12	0.311	11.24	1.25
	Bv	30 – 45	7	3.95	0.29	0.214	6.75	1.17
	C	80 – 90	10	3.90	0.02	0.005	4.97	0.62
5	Ol	2 – 0		4.10	38.11	1.120	44.60	4.12
	Ofh	2 – 4		4.20	26.14	0.882	22.20	3.59
	AEes	5 – 11	9	4.32	0.95	0.334	12.50	2.21
	Bv	32 – 45	10	4.26	0.42	0.254	9.67	1.29
	C	90 – 100	8	4.15	0.03	0.012	3.95	0.54

Data recorded in Tab. 2 show slight enrichment of surface soil horizons with heavy metals. The content of cadmium in the tested soils is within the range of 0.16 – 0.51 mg kg⁻¹, however, the highest content was noticed at the humus horizon of the analysed soils. The chromium content was within the range of 2.9 – 33.2 mg kg⁻¹, the highest at the decay-humus horizons, as was the lead content (8.9 – 43.5 mg kg⁻¹). The concentrations of the other tested elements are low, but the maximal values of their concentration are at organic and humus horizons.

Tab. 2 *Total content some elements in the investigated soils*

Profile No	Horizon	Depth	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		cm	mg kg ⁻¹						
1	Ol	0 – 2	0.371	8.12	4.11	0.031	9.02	29.23	23.11
	Ofh	1 – 3	0.166	24.78	7.34	0.030	8.11	43.52	40.09
	ApE	3 – 15	0.491	26.34	3.12	0.017	3.11	25.23	10.55
	Bv	35 – 40	0.331	7.13	2.15	0.015	0.61	15.07	7.09
	C	90 – 100	0.211	2.93	1.42	0.012	0.56	8.89	6.11
2	Ol	0 – 2	0.344	8.35	7.12	0.030	7.12	28.77	22.76
	Ofh	1 – 3	0.231	3.21	4.12	0.029	6.18	41.33	37.34
	AhEes	2 – 12	0.511	11.09	15.2	0.015	3.09	24.22	9.67
	Bv	30 – 40	0.255	6.93	7.29	0.013	0.62	14.11	9.07
	C	80 – 100	0.222	2.99	1.46	0.011	0.61	9.08	7.13
3	Ol	2 – 0	0.288	12.78	6.13	0.029	8.34	27.55	25.03
	Ofh	1 – 3	0.311	27.19	5.12	0.027	9.11	39.87	37.32
	ApE	5 – 15	0.43	31.71	12.78	0.017	7.24	25.11	12.87
	Bv	40 – 55	0.361	5.29	8.11	0.014	0.89	10.87	9.00
	C	80 – 90	0.167	3.11	1.51	0.012	0.55	8.81	8.12
4	Ol	0 – 2	0.331	11.98	7.07	0.019	7.12	25.99	22.11
	Ofh	1 – 3	0.341	23.13	5.12	0.021	9.13	39.91	40.12
	AhEes	3 – 15	0.500	32.00	14.15	0.016	6.45	23.87	11.98
	Bv	30 – 45	0.321	5.78	6.12	0.013	0.76	12.00	9.34
	C	80 – 90	0.222	3.12	1.52	0.011	0.63	9.12	7.24
5	Ol	2 – 0	0.341	11.28	7.15	0.018	7.89	25.23	20.65
	Ofh	2 – 4	0.321	21.43	5.42	0.021	8.77	37.11	35.77
	AEes	5 – 11	0.510	31.98	13.95	0.015	6.34	25.03	14.76
	Bv	32 – 45	0.342	6.08	6.22	0.013	0.71	16.22	7.66
	C	90 – 100	0.209	3.09	1.43	0.011	0.58	10.12	6.98

The obtained results are compared with the contents of heavy metals in the soils surrounding the dumping grounds Maślice near Wrocław (Szymańska-Pulikowska 2000), and are lower in respect to the surface soil horizons in the area of the uncontrolled dumping ground (Niedźwiecki i wsp. 2003). In boarder cases to evaluate the content of heavy metals in light soils (Tab. 3) the soils in question should be classified as unpolluted, with a natural content of heavy metals (Kabata-Pendias, Pendias 1999, Rozporządzenie 2002).

Tab. 3 *Comparison of mean contents of heavy metals (mg kg⁻¹) in investigated soils with admissible values (Rozporządzenie 2002)*

Heavy metals	Ranges values real	Values admissible
Cd	0.16 – 0.51	0.75
Cr	2.93 – 33.21	50.0
Cu	1.42 – 15.12	30.0
Hg	0.011 – 0.031	1.0
Ni	0.55 – 9.13	30.0
Pb	8.81 – 43.52	50.0
Zn	6.11 – 40.12	100.0

CONCLUSIONS

1. Well sealed dumping ground constitutes sufficient protection against refluxes and penetration of heavy metals to the environment.
2. Soil chemical composition analyses do not show any negative impact of these dumping grounds located in Promnik on the soils in question, which indicates that the dumping ground is well protected against any refluxes.
3. Slight surface soil enrichment with heavy metals does not go above the permitted limits and does not constitute any danger to the surrounding forest ecosystems and agricultural biocenosis.

REFERENCES

- Brożek S., Zwydak M 2002: Atlas gleb leśnych Polski, Centru Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 1-466.
- Dokumentacja techniczna dla wysypiska w Promniku, Gospodarka Odpadami komunalnymi w Kielcach, Kielce 1994.
- Lokalny monitoring wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów komunalnych w Promniku. Sprawozdanie nr 7 za lata 2000-2001. przedsiębiorstwo Geologiczne w Kielcach, Kielce, 2002.
- Niedźwiecki E., Protasowski M., Ciemniak A., Meller E., Tomza A. 2003: Zawartość rtęci, kadmu i ołowiu w powierzchniowym poziomie gleb w obrębie niekontrolowanych wysypisk odpadów i użytków rolniczych Równiny Gumienieckiej. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 492: 205-210.
- Maciak F. 1999. Ochrona i rekultywacja środowiska. Wyd. SGGW, Warszawa: 1-120. Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa: 398 ss.
- Kempa E.S. 1983. Gospodarka odpadami miejskimi. Wyd. Arkady, Warszawa: 506 ss.
- Ochrona Środowiska 2001. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa: 511ss.
- Rozporządzenie 2002. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 21.03.2002 r. w sprawie opuszczalnych stężeń metali ciężkich zanieczyszczających glebę. Dziennik Ustaw Nr 37, poz. 344: 2683-2684.
- Stan środowiska w województwie świętokrzyskim w roku 2000. Raport.: 2001. IOS, WIOŚ, Bibl. monitoringu środow., Kielce: 1-148.
- Prusinkiewicz Z., Bednarek R., Pokojka U. 1980: Gleby bielicoziemne w Polsce. Przegl. Geogr., 52 (1): 103-113.
- Szymańska-Pulikowska A. 2000. Zawartość metali ciężkich w środowisku glebowo-roślinnym wokół wysypiska odpadów komunalnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 471: 1175-1179.

VÝZNAM ŠTÚDIA VYUŽITIA ZEME PRI MAPOVANÍ URBÁNNYCH PÔD

Significance of Land Use Study at Urban Soils Mapping

Martina TOBIÁŠOVÁ

*Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity, Ul. 17. novembra č. 1,
080 01 Prešov, e-mail: tobtin@unipo.sk*

Abstrakt

Cieľom príspevku je prezentovať výsledky detailného výskumu urbánnych pôd vo vybranom území Prešova, v ktorom sme sledovali jednotlivé kategórie využitia zeme a možnosti ich uplatnenia ako hodnotiaceho kritéria pre diagnostiku pôd v mestách. Existencia rôznorodých funkcií urbánnych pôd si vyžaduje odlišné hodnotiace kritéria a špeciálne metódy ich mapovania. Je veľmi komplikované mapovať urbánne pôdy. Súčasné metódy mapovania prirodzených pôd nemôžu byť aplikované. Mapovanie urbánnych pôd je komplikované extrémnosťou ich vlastností, ale aj absenciou vhodného klasifikačného systému. Pre pochopenie pôd v mestách sú veľmi dôležité typy využitia krajiny. Možno povedať, že typ využitia krajiny je rozhodujúcim faktorom vývoja pôd v urbánnom prostredí.

Kľúčové slová: využitie zeme, mapovanie, urbánne pôdy

Abstract

The aim of contribution is to present results of detailed research of urban soils in chosen area in Prešov in which we were observed categories of land use and possibilities of their using as assessment criterion for diagnostics of urban soils. The various functions of urban soils demand different assessment criteria and special methods of their mapping. It is very difficult to map urban soils. Common methods for mapping of natural soils cannot be applied. The mapping of urban soils is complicated because of their properties are very variable and also by the absence of a classification system suitable for them. Types of land use are very important for the understanding of the soils in the city. We can say that the type of land use is crucial factor of soil development in urban area.

Key words: land use, mapping, urban soils

ÚVOD

Rozvoj vedy a techniky umožňuje nárast poznatkov o pôde a prináša nové aspekty do jej chápania. Vyvoláva tak potrebu neustáleho prehodnocovania a skvalitňovania pôdoznaleckého prieskumu, terminológie a klasifikačných systémov. Človek svojou činnosťou zasahoval a čoraz viac zasahuje do pôdotvorného procesu. V posledných desaťročiach tak intenzívne, že musíme venovať osobitnú pozornosť výskumu pôd vyvinutých v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom a banskom území. Pre tieto pôdy existuje všeobecný terminologický pojem „urbánne pôdy“.

V urbanizovanom území nachádzame veľmi málo prirodzených pôd. Väčšinu predstavujú pôdy čiastočne alebo úplne ovplyvnené činnosťou človeka. Tie sú podľa najnovšieho klasifikačného systému pôd Slovenska (Kolektív, 2000) zaradené do skupiny pôd antropických, v ktorej sú zadefinované dva pôdne typy – kultizem a antrozem. Najväčšie plochy v urbanizovanom území tvoria antrozeme. Metodikou ich hodnotenia a klasifikovania sa u nás zaoberá Sobocká (napr. 1998, 2000, 2002).

V príspevku prezentujeme výsledky výskumu, v ktorom sme sledovali jednotlivé kategórie využívania zeme v urbanizovanom území a možnosti ich uplatnenia ako hodnotiaceho indikátora pre diagnostiku antrozemí.

MATERÁL A METÓDA

Teoreticko–metodologické východiská

Je veľmi náročné mapovať urbánne pôdy. Súčasné metódy mapovania, hlavne prirodzených pôd, nemôžu byť aplikované, pretože extrémne morfológické, fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti; prítomnosť rôznych artefaktov a náchylnosť na akúkoľvek formu degradácie pôd v mestách, to neumožňujú. Mapovanie urbánnych pôd je tiež komplikované absenciou klasifikačného systému, ale aj vhodnej metodiky pôdoznaleckého prieskumu.

Cieľom pôdoznaleckého prieskumu je popísať pôdy a zobraziť ich na mape. Jeho metódy závisia od mierky mapy, ale aj od prírodných podmienok územia a v určitom rozsahu i od času a finančných prostriedkov, ktoré sú k dispozícii.

Jednotlivé klasifikácie i spôsoby mapovania pôd sa vzťahujú hlavne k pôdnym vlastnostiam ovplyvňujúcim poľnohospodárske využitie pôd, ale objavujú sa aj tie, ktoré zoskupujú pôdy na základe ich vhodnosti pre špecifické využitie. Pri hodnotení súčasných pôd v mestách narastá požiadavka zohľadňovania a preferovania iného hľadiska ako je „produkčná schopnosť – resp. produkcia biomasy“. Súvisí to s nárastom mimoprodukčných funkcií pôd, hlavne v urbanizovaných oblastiach.

Problematickou funkciou pôdy sa u nás zaoberajú Demo (1998), Bedrna (2002), Barančíková, Madaras (2002), Bublinec, Gregor (2002). Jednotliví autori delia funkcie na produkčné a mimoprodukčné. Jednou z mimoprodukčných je „priestor pre ľudské aktivity“, ktorá je v urbanizovaných oblastiach prioritná. Ostatné ustupujú do pozadia v závislosti od charakteru využitia pôdy. Urbánne pôdy sa vyznačujú multifunkčnosťou, ktorú je nevyhnutné zohľadňovať pri hodnotení ich kvality. Tá doteraz nebola presne zadefinovaná, pretože jej meranie a hodnotenie je veľmi problematické. Samotná kvalita pôd často závisí od ich využitia. Burghardt (1994) funkčné využitie krajiny označuje za dominantný faktor vývoja pôd v urbánnych a priemyselných oblastiach. Upozorňuje tiež na nutnosť sledovania zmien využitia krajiny v čase.

Pôda sa môže využívať rôzne, čo závisí od mnohých faktorov. Spôsob využívania pôdy je primárne závislý od jej vlastností, jej produkčnej schopnosti a od sociálno-ekonomickej situácie spoločnosti. Vlastnosti pôdy sú určujúce pre vhodnosť pôdy na poľnohospodárske účely, na pestovanie lesa, alebo na iné formy využitia, vrátane rôznych druhov výstavby. Urbanizácia a ekonomické aktivity sú značne zodpovedné za heterogenitu pôd v mestách. Tá závisí od veku územia a jej stupeň je výsledkom komplikovanej histórie a vývoja mesta.

Pre pochopenie pôd v mestách je veľmi dôležitý typ využitia zeme. Registrácia a evidencia údajov o využití krajiny sú odrazom technických možností danej doby (Feranec, Oľáheľ, Pravda, 1996). V súčasnosti sa používajú špecifické metódy a techniky vyjadrovania priestorovej diferenciácie a organizácie využitia krajiny. Funkčné atribúty objektov zemského povrchu prezentuje mapa využitia krajiny (Feranec, Oľáheľ, Pravda 1996).

Charakteristika skúmaného územia

Výskum sme realizovali v Prešove na Sídlišku III, v areáli bývalej materskej školy na Tomášikovej ulici. Lokalita sa nachádza v centrálnej časti východného Slovenska v severnej časti Košickej kotliny na nive Torysy. Prirodzený geosystém nivy tvorili holocénne fluválne sedimenty (hliny, piesky, íly) (Kaličiak, 1991) z ktorých sa vyvinuli fluvizeme a lužné lesy nížinné so spoločenstvami jaseňovo-brestovými a dubovo-brestovými z podzväzu *Ulmion Oberd. 1953* (Michalko, 1986). Od obdobia prvej Československej republiky bol poľnohospodársky využívaný bulharskými zeleninármi (Matlovič, 1998). K nevratnej antropogénnej transformácii tohto geosystému došlo v 70. rokoch 20. storočia, sformovaním Sídlička III. V súčasnosti skúmané areály tvoria tri kvalitatívne rôzne formy využitia zeme:

- zastavané plochy – budovy bývalej materskej školy;
- zatravnené plochy – zeleň v blízkosti budov, zeleň popri komunikáciách
- dopravné plochy – príjazdové komunikácie, chodníky.

VÝSLEDKY

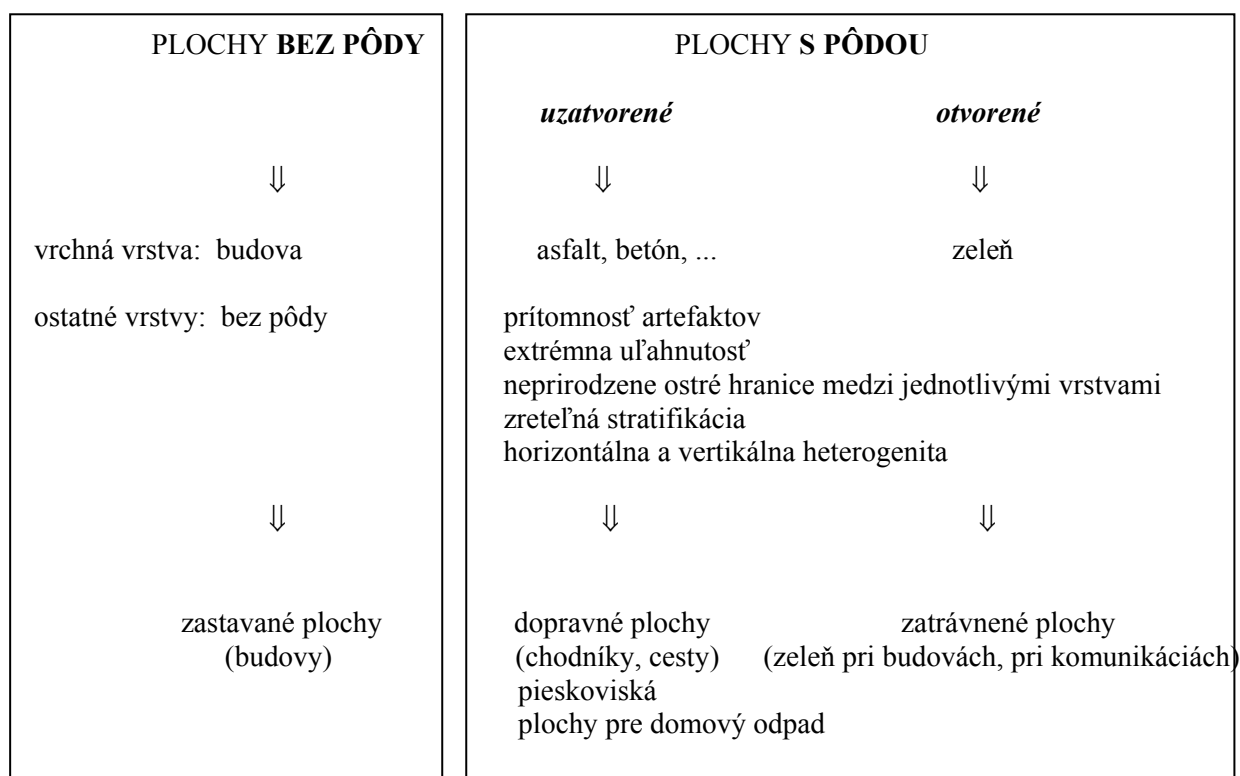
Existujúce kategórie sme pre potreby nášho výskumu začlenili do skupín, charakteristických istým usporiadaním jednotlivých vrstiev v profile. Na základe nášho detailného výskumu sa ukázalo vhodné samostatne vyčleniť plochy „bez pôdy“ a „s pôdou“.

Plochy, na ktorých sa nachádzali budovy rôzneho funkčného využitia – **zastavané plochy**, sme zaradili do skupiny **bez pôdy**. Predpokladáme, že do tejto skupiny by mohli patriť aj plochy, ktoré slúžia ako fontány alebo jazierka – umelé vodné plochy. V našom skúmanom území sa tieto nenachádzali.

Druhú skupinu – **s pôdou** sme rozdelili na dve kategórie: „**uzatvorené plochy**“ a „**otvorené plochy**“. Prvá kategória zahŕňa **dopravné plochy** – chodníky, cesty; pieskoviská a plochy pre zber domového odpadu. Ich najvrchnejšiu vrstvu tvorí asfalt, betón alebo iná hmota, ktorá neumožňuje v konkrétnom čase rast vegetácie. V prípade jej odstránenia nastupuje vegetácia v pomerne krátkom čase. Pôda tak môže poskytovať svoju prvotnú funkciu – produkciu biomasy. Druhú kategóriu tvoria **zatrávnené plochy**, ktoré sa svojou fyziognómiou najviac približujú prirodzeným pôdam. Kritériom ich rozčlenenia je poloha – pozdĺž komunikácií a pri budovách. Predpokladáme, že aj keď morfológicky, resp. fyzikálne sú zhodné, chemické zloženie tieto pôdy diferencuje. Vyšší obsah prímiesí v pôdach nachádzajúcich sa v blízkosti komunikácií môže významne ovplyvniť aj ich následné využitie (obr. 2.).

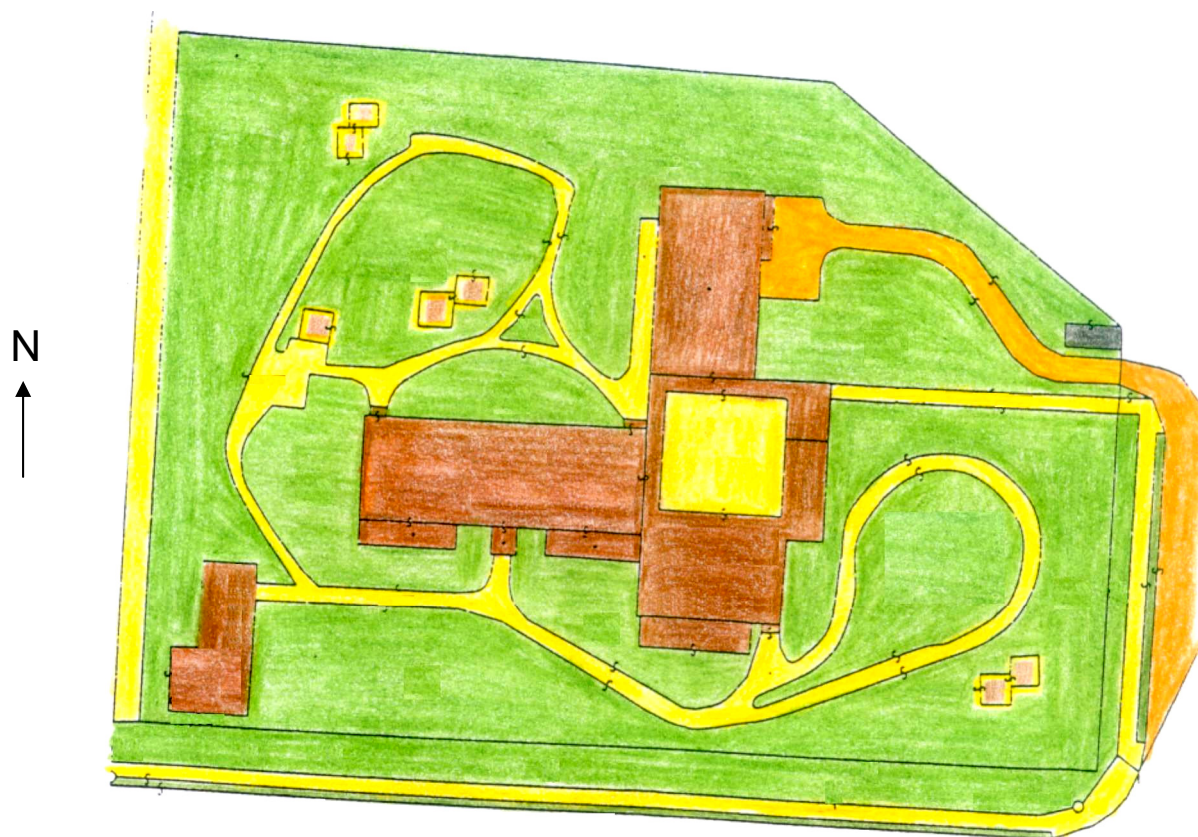
Charakteristiku profilov pôd vzťahujúcich sa k jednotlivým kategóriám využitia zeme predstavuje obr. 1. Podrobné analýzy i detailné usporiadanie vrstiev uvádzame v prácach (Tobiášová a Zlacká, 2003, 2004). Pre potreby tohto príspevku považujeme za postačujúce uviesť len tento schematický náčrt.

Obr. 1 Kategórie využitia zeme



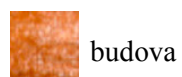
Obr. 2 Mapa využitia zeme

M: 1:1 000



Legenda:

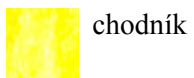
1. PLOCHY BEZ PÔDY



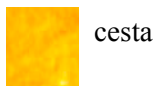
budova

2. PLOCHY S PÔDOU

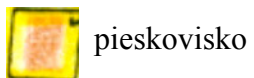
I. uzatvorené



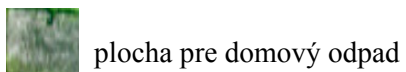
chodník



cesta

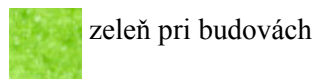


pieskovisko

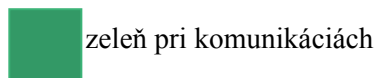


plocha pre domový odpad

II. otvorené



zeleň pri budovách



zeleň pri komunikáciách

ZÁVER

Náš výskum potvrdil nutnosť štúdia využitia zeme pri mapovaní urbánnych pôd a možnosť jeho použitia ako hodnotiaceho indikátora pre diagnostiku urbánnych pôd. Preukázala sa existencia istých väzieb medzi využitím zeme a charakterom usporiadania vrstiev v pôdnom profile. Vzhľadom na výraznú horizontálnu aj vertikálnu heterogenitu týchto pôd, ako aj variabilitu vlastností, je nutné používať pri ich mapovaní veľkú mierku – minimálne 1:1 000. Ďalej je potrebné používať špeciálne kategórie v legende, ktorá vyjadruje špecifiká týchto pôd.

LITERATÚRA

- Barančíková, G., Madaras, M. (2002): Kvalita pôdy a prístup k hodnoteniu mimoprodukčných funkcií pôdy. In: Zb. ref. z ved. konf. „Pôda – jedna zo základných zložiek životného prostredia“. Bratislava, VÚPOP. s. 109-115.
- Bedrna, Z. (2002): Environmentálne pôdoznanectvo. Bratislava, Veda. 352 s.
- Bublinec, E., Gregor, J. (2002): Lesné pôdy a ich funkcie. In: Prvé pôdoznalecké dni v SR. Zbor. ref. z ved. konferencie pôdoznalcov Slovenska s medzinárodnou účasťou. Bratislava, VÚPOP. s. 284-290.
- Burghardt, W. (1994): Soils in urban and industrial environments. Angewandte Bodenkunde. FB 9. Essen, Inst. für Ökologie, Univ. Essen. 244 s.
- Demo, M. (1998): Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. Nitra, SPU, Bratislava, VÚPÚ. s. 302.
- Feranec, J., Oťaheľ, J., Pravda, J. (1996): Krajinná pokrývka Slovenska identifikovaná metódou CORINE land cover. Geographia Slovaca, 11. Bratislava (Geografický ústav SAV). s. 95
- Kaličiak, M. a kol. (1991): Geologická mapa Slanských vrchov a Košickej kotliny 1 : 50 000. Bratislava, GÚDŠ.
- Kolektív (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bratislava, VÚPOP. 76 s.
- Matlovič, R. (1998): Geografia priestorovej štruktúry mesta Prešov. Geografické práce VIII, 1. Prešov, KGaG FHPV PU v Prešove. 260 s.
- Michalko, J. a kol. (1986): Geobotanická mapa ČSSR, SSR. Bratislava, Veda. 168 s.
- Sobocká, J. (1998): Diagnostika a klasifikácia antropogénnych pôd. In: Antropizácia pôd III. Zbor. ref. z ved. sem. Bratislava, Katedra pedológie Prif UK. s. 133-138.
- Sobocká, J. (2000): Nové aspekty diagnostiky antropogénnych pôd. In: Sobocká, J. (ed.): Antropizácia pôd V. Zbor. ref. z ved. sem. s medz. úč. Bratislava, VÚPOP a Katedra pedológie Prif UK. s. 21 – 28.
- Sobocká, J. (2002): Klasifikačné princípy antropogénnych pôd vo vzťahu k podobným systémom vo svete. In: Prvé pôdoznalecké dni v SR. Zbor. ref. z ved. konferencie pôdoznalcov Slovenska s medzinárodnou účasťou. Bratislava, VÚPOP. s. 95-102.
- Tobiášová, M., Zlacká, A. (2003): Stratifikácia urbánnych pôd na príklade vybranej lokality Prešova. In: Novák, S. ed.: Geografické aspekty stredoeurópskeho priestoru. Geografie XIV. Brno, Masarykova univerzita, Pedagogická fakulta. s. 254-257.
- Tobiášová, M., Zlacká, A. (2004): Vybrané charakteristiky urbánnych pôd Prešova. Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešoviensis. Prírodné vedy roč. XLII., Folia Geographica 7, s. 211-219.

HODNOTENIE POTENCIÁLU BIOPRÍSTUPNOSTI ŤAŽKÝCH KOVŮ V PÔDACH POUŽITÍM RÔZNYCH EXTRAKČNÝCH ČINIDIEL

Assessment of Heavy Metals Bioavailability Potential in Soils by Use of Various Extraction Agents

Ján TOMÁŠ, Alena VOLLMANNOVÁ, Tomáš TÓTH, Ladislav LAHUČKÝ
*Katedra chémie, Fakulta biotechnológie a potravinárstva, SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2,
949 01 Nitra, jan.tomas@uniag.sk*

Abstrakt

Intervaly rozpustnosti v jednotlivých extrakčných činidlách sa odvodzujú z celkového obsahu ťažkých kovov v jednotlivých pôdnych typoch. Interval rozpustnosti Cu v 2 M HNO₃ sa pohybuje v rozmedzí 24,6 % až po 70,6 %. Najvyšší obsah Cu bol zaznamenaný v ČMč (černozem čiernicová) a najnižší obsah bol zistený v KMg (kambizem pseudoglejová). Nižšie rozpustnosti boli zaznamenané u Cr, kde interval dosahoval hodnoty od 2,85 % u ČMm (černozem modálna) po 9,41 % u ČAm (čiernica modálna). Obsah kadmia v záujmových pôdach kolísal od 17,00 % RMa (regozem kultizemná) po maximálnu hodnotu 49,3 % v FMm (fluvizem modálna). Vo výluhu 0,05 M EDTA sa z celkového Cu stanovili hodnoty od 14,1 % v KMg po 62,2 % v RMa. Obsahy Cr sa pohybovali v intervale od 0,20 % v LMg (luvizem pseudoglejová) po 1,3 % v RMa. Interval rozpustnosti Cd bol zaznamenaný v rozpätí 12,42 % u HMm (hnedozem modálna) po 38,8 % u KMm (kambizem modálna). Najmenej účinným extrakčným činidlom bol 0,01 M CaCl₂, ktorého interval sledovaných ťažkých kovov bol v rozpätí 0,00 % po 1,76 %. Výnimkou boli kambizeme, kde sa prípade kadmia zistil interval 15,4 % (KMg) a 23,1 % (KMm). Poradie prvkov u jednotlivých vylúhovadiel podľa vylúhovateľnosti mobilizovateľných a mobilných foriem ťažkých kovov je Cu > Cd > Pb > Zn > Cr. Na niektorých pôdach je vymenené poradie na prvých dvoch miestach (Cd > Cu) resp. Pb > Cd.

Kľúčové slová: potenciál bioprístupnosti, ťažké kovy, pôda, extrakčné činidlá

Abstract

The intervals of solubility in extraction solvents are derived from total content of heavy metals in individual soil type. The interval of solubility for Cu in 2 M HNO₃ (SI mol.dm⁻³ = M) is in range from 24.6 % to 70.6 %. The most content of Cu was recorded in Haplic Chernozems and the least one was recorded in Stagnic Cambisols. The solubility of Cr was in interval from 2.21 % (Haplic Chernozems) to 9.41 % (Mollic Fluvisols). The content of Cd in observed soils was in interval from 17.0 % (Dystric Regosols) to the maximum 49.3 % (Eutric Fluvisols). Values of total Cu content from 14.1 % (Stagnic Cambisols) to 62.2 % (Dystric Regosols) have been determined in the extract of 0.05 M EDTA. The determined values of Cr contents were in the range from 0.20 % (Stagnic Glossisols) to 1.3 % (Dystric Regosols). The interval solubility for Cd was from 12.42 % (Haplic Luvisols) to 38.8 % (Eutric Cambisols). The extraction solvent 0.01 M CaCl₂ was the least effective for heavy metals solubility. The interval of solubility was in soil types 0.0 – 1.7 % with exception of Stagnic Cambisols (15.4 %) and Eutric Cambisols (23.1 %). The order of elements in extraction solvents in accordance with decreased leaching of mobile forms and mobilizable form of heavy metals is Cu > Cd > Pb > Zn > Cr. The order in some soils is partial changed Cd > Cu or Pb > Cd.

Key words: potential bioavailability, heavy metals, soil, extraction agents

ÚVOD

Kontaminácii životného prostredia sa v posledných rokoch venuje zvýšená pozornosť. Pravidelné a dlhodobé sledovanie ťažkých kovov v rámci rôznych medzinárodných projektov poukazuje na významné zvýšenie ich koncentrácie v pôde v mestských a priemyselných oblastiach. V ostatnom desaťročí aj napriek obmedzeniu priemyselnej výroby a zníženej aplikácii priemyselných hnojív v poľnohospodárstve sledovanie obsahu ťažkých kovov v pôdach SR nadobúda čoraz väčší význam. Používanie extrakčných činidiel pre stanovenie ťažkých kovov sa riadilo Rozhodnutím MP SR č. 531/1994-540. Od 1.5.2004 platí zákon vyplývajúci zo Z.z. 220/2004. Výsledky v tomto príspevku sú ešte hodnotené podľa predchádzajúcich noriem.

MATERIÁL A METODIKA

K hodnoteniu bioprístupnosti sme využili pôdne vzorky z rôznych katastrov Slovenska (Dunajská Streda, Nitra, Spišská Nová Ves) a jednotlivých parciel. Pôdne vzorky z jednotlivých stanovišť boli odoberané podľa metodiky pre agrochemické skúšanie pôd. Mobilizovateľné formy predstavujú obsahy ťažkých kovov stanovené vo výluhu 0,05 M EDTA (SI jednotka je $\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ = ďalej uvádzame M) a mobilné formy sú stanovené obsahy vo výluhu 0,01 M CaCl_2 . Vyjadrenie stanovených obsahov mobilizovateľných a mobilných foriem ťažkých kovov v orničnej vrstve pôd v $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ sme hodnotili v porovnaní s celkovými obsahmi ťažkých kovov a obsahmi stanovenými vo výluhu 2 M HNO_3 . Súbor analyzovaných pôd tvorilo 14 pôdnych typov: ČMm, ČMh, ČMč, ČMk, ČMa, ČAm, ČAm^c, HMg, HMm, KMa, FMm, LMg, KMg, KMm. V uvedených pôdach sa stanovil obsah Cd, Cu, Zn, Cr a Pb.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V tab. 1 uvádzame percentuálne zastúpenie niektorých ťažkých kovov (Cd, Cr a Cu) vo vybraných pôdnych typoch v jednotlivých výluhoch z celkového obsahu ťažkých kovov. Z tab. 1 v prvom rade vyplýva, že v 2 M HNO_3 sa extrahovali veľmi rozdielne množstvá stanovených prvkov. Interval rozpustnosti Cu kolíše v intervale 24,6 % v kambizemi pseudoglejovej po 70,6 % v regozemi kultizemnej. Rozdiely sa zistili i v extraktach 2 M HNO_3 v rámci rovnakého pôdneho typu, ale rôznych subtypov. Najvyšší obsah Cu v 2 M HNO_3 bol v ČMč (černozem čiernicová so znakmi oglejenia podzemnou vodou). Podstatne nižší obsah Cu v 2 M HNO_3 sa stanovil aj v HMg (hnedozem pseudoglejová) 39,12 % v porovnaní s hnedozemou modálnou (54,97 %).

Vo výluhu 0,05 M EDTA sa z celkového Cu stanovilo od minima 14,1 % v KMg po 62,2 % v RMa. V rámci rovnakého typu ČM a rôznych subtypov (ČMm, ČMč, ČMa, ČMk, ČMh) rovnako vo výluhu EDTA, ako i vo výluhu 2 M HNO_3 bol najnižší obsah 16,48 % z celkového obsahu Cu v ČMk a najvyšší v ČMč 32,36 %.

V extrakčnom činidle s najnižšou agresivitou 0,01 M CaCl_2 sa stanovili s výnimkou KMm, ktorá bola ovplyvnená výraznou antropickou imisnou záťažou (Stredný Spiš v okolí KO Krompachy), relatívne významné množstvá od 0,9 % v LMg po 4,99 % v HMč Cu. Podľa rovnakých pôdnych typov a ich subtypov, napr. ČMk sa zistilo od 1,53 % v ČMh po 4,65 % z celkového obsahu mobilnej formy Cu.

Na rozdiel od Cu boli vo všetkých pôdnych typoch podstatne nižšie rozpustnosti Cr, a to bez ohľadu na agresivitu extrahovadla. V 2 M HNO_3 to bolo minimálne 2,21 % z celkového obsahu v ČMk po 9,41 % Cr v ČAm, keď neberieme do úvahy imisiami ovplyvnený KMm s 13,5 % extrahovaného chrómu. Z hľadiska biotoxicity je zásadný rozdiel v tom, či sa Cr v pôde nachádza v oxidačnom stupni Cr^{3+} alebo Cr^{VI} . Z biotoxikologického hľadiska je Cr^{3+} relatívne nerozpustný a netoxický, kým Cr^{VI} ľahko pohyblivý v kyslých i zásaditých pôdach a táto forma chrómu závisí od oxidačno-redukčných podmienok pôd i ďalších pôdnych vlastností. Limitné hodnoty pre Cr^{VI} zatiaľ u nás nie sú určené a na jeho obsahu môžeme usudzovať nepriamo podľa rozpustnosti menej agresívnych extrakčných činidiel najmä neutrálnych solí, v našom prípade 0,01 M CaCl_2 . Z tab. 1 vyplýva, že percentuálne zastúpenie Cr rozpustného v tomto extrahovadle je prevažne od 0 % po 0,3 % z celkového obsahu Cr. Napr. v ČM sa obsah mobilnej formy Cr pohybuje od 0 % po 0,1 %. Znamená to, že v analyzovaných pôdach je rozhodujúci podiel Cr^{3+} , čo plne platí i pre imisiami metalickej povahy kontaminovanú pôdu KMm.

V pôdach našich najproduktnejších oblasti s regionálnym znečisťovaním ovzdušia sme zistili zvyšovanie obsahu Cd v povrchových horizontoch, či už obsahom celkového alebo aj v 2 M HNO₃. Obsah v 2 M HNO₃ označovaný ako potenciálne uvoľniteľný v záujmových pôdach kolíše od 17,0 % v RMa po maximálnu hodnotu 49,3 % v FMm, keď nezohľadníme extrémne zastúpenie 58,1 % z celkového obsahu v pôde KMm zo Stredného Spiša s vysokou imisnou záťažou. Relatívne vysoká je variabilita obsahu Cd v 2 M HNO₃ v percentuálnom vyjadrení celkového obsahu v rámci rovnakého pôdneho typu a jeho rôznych subtypov. Z hľadiska biopristupnosti Cd sú určujúce mobilizovateľné a mobilné formy extrahovateľné s 0,05 M EDTA a 0,01 M CaCl₂. Relatívne vysoký obsah Cd extrahovateľného s 0,05 M EDTA (keď nezohľadníme pôdu s vysokou a dlhoročnou imisnou záťažou KMm) sa stanovil v ČMč 37,94 % a v ČAm^c 28,38 %. V prvom prípade ide o ČMč karbonátovú na sprašiach a v prípade ČAm^c je to pôda prevažne karbonátová. Relatívne najnižšie obsahy mobilizovateľného Cd sa zistil v ČMk (černozeme kultizemná) a to 12,03 %, HMm 12,42 % a v RMa 13,4 %. Pri porovnávaní extrahovateľnosti jednotlivých ťažkých kovov v 0,05 M EDTA vidíme, že prevažná časť výsledkov dokumentuje relatívne najvyššie percento mobilizovateľného Cd a Cu a ich celkových obsahov.

Tab. 1 Percentuálne zastúpenie rizikových prvkov vo vzťahu k ich celkovému obsahu na niekroých pôdnych typoch

ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	ČMm – černozem modálna		
2 M HNO₃	34,56	2,85	34,60
0,05 EDTA	24,74	0,61	18,74
0,01 M CaCl₂	3,08	0,10	1,13
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	ČMč – černozem čiernicová		
2 M HNO₃	54,34	4,62	35,37
0,05 EDTA	32,36	0,59	37,94
0,01 M CaCl₂	3,43	0,00	2,91
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	ČAm – čiernica modálna		
2 M HNO₃	47,05	9,41	30,24
0,05 EDTA	29,41	0,42	14,40
0,01 M CaCl₂	3,63	0,00	2,40
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	ČAm^c – čiernica modálna, karbonátová		
2 M HNO₃	37,80	4,51	68,64
0,05 EDTA	23,52	0,81	28,38
0,01 M CaCl₂	2,66	0,06	1,76
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	HMm – hnedozem modálna		
2 M HNO₃	54,97	4,92	22,58
0,05 EDTA	28,03	0,53	12,42
0,01 M CaCl₂	4,99	0,11	0,91
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	RMa – regozem kultizemná		
2 M HNO₃	70,60	8,20	17,00
0,05 EDTA	62,20	1,30	13,40
0,01 M CaCl₂	3,60	0,30	1,10
ŤK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	FMm – fluvizem modálna		
2 M HNO₃	60,70	4,50	49,30
0,05 EDTA	26,50	0,90	22,80
0,01 M CaCl₂	1,20	0,20	1,20

TK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	LMg – luvizem pseudoglejová		
2 M HNO₃	54,00	3,20	20,50
0,05 EDTA	23,90	0,20	12,90
0,01 M CaCl₂	0,90	0,10	1,10
TK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	KMg – kambizem pseudoglejová		
2 M HNO₃	24,60	6,30	36,90
0,05 EDTA	14,10	0,50	28,30
0,01 M CaCl₂	1,00	0,00	15,40
TK	Cu	Cr	Cd
Pôdny typ	KMm – kambizem modálna		
2 M HNO₃	70,30	13,50	58,10
0,05 EDTA	56,70	0,70	38,80
0,01 M CaCl₂	7,80	0,30	23,10

Analogicky to platí i pre hodnotenie mobilných foriem Cd a Cu stanovovaných vo výluhu 0,01 M CaCl₂. Najnižšie percentuálne zastúpenie mobilného Cd z celkového obsahu (okrem anomálneho obsahu v imisne zaťaženej pôde) sa stanovilo v KMg 15,4 %, kým relatívne najnižší obsah mobilného Cd sa zistil v ČMa a HMg (černozem kultizemná a hnedozem pseudoglejová).

Tab. 2 Poradie prvkov v jednotlivých výluhoch podľa percenta vylúhovateľnosti

Pôdny typ	ČMm – černozem modálna
2 M HNO ₃	Cd > Cu > Pb > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cu > Cd > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu > Cd > Zn > Pb > Cr
Pôdny typ	ČMč – černozem čiernicová
2 M HNO ₃	Cu > Pb > Cd > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cd > Cu > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu > Cd > Pb > Zn > Cr
Pôdny typ	ČAm – čiernica modálna
2 M HNO ₃	Cu > Pb > Cd > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cu > Cd > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cd > Pb > Cu > Zn > Cr
Pôdny typ	ČAm ^c – čiernica modálna karbonátová
2 M HNO ₃	Pb > Cu > Cd > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cd > Cu > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu > Cd > Zn > Pb > Cr
Pôdny typ	HMm – hnedozem modálna
2 M HNO ₃	Cd > Pb > Cd > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cu > Pb > Cd > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu > Cd > Zn > Pb > Cr
Pôdny typ	RMa – regozem kultizemná
2 M HNO ₃	Cu > Zn > Pb > Cd > Cr
0,05 EDTA	Cu > Pb > Zn > Cd > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu > Cd > Cr > Pb > Zn
Pôdny typ	FMm – fluvizem modálna
2 M HNO ₃	Cu > Cd > Pb > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cu > Cd > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cu = Pb > Cd = Zn = Cr

Pôdny typ	LMg – luvizem pseudoglejová
2 M HNO ₃	Cu > Pb > Cd > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cu > Pb > Cd > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cd > Pb > Cu > Zn > Cr
Pôdny typ	KMg – kambizem pseudoglejová
2 M HNO ₃	Pb > Cd > Cu > Zn > Cr
0,05 EDTA	Cd > Pb > Cu > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cd > Cu > Zn > Pb > Cr
Pôdny typ	KMm – kambizem modálna
2 M HNO ₃	Pb > Cu > Zn > Cd > Cr
0,05 EDTA	Cd > Cu > Pb > Zn > Cr
0,01 M CaCl ₂	Cd > Zn > Cu > Cr > Pb

V tab. 2 sme stanovili poradie sledovaných prvkov (Cu, Cd, Cr, Zn a Pb) v jednotlivých výluhoch podľa percenta vylúhovateľnosti. Z hľadiska bioprístupnosti sú rozhodujúce mobilizovateľné a mobilné formy ťažkých kovov. Prevládajúce poradie v hodnotených pôdnych typoch a subtypoch mobilizujúcich foriem ťažkých kovov je Cu > Cd > Pb > Zn > Cr. Na niektorých pôdach je vymenené poradie na prvých dvoch miestach (Cd > Cu), resp. Pb > Cd pri najnižšej percentuálnej vylúhovateľnosti Cr, ktorá je bez výnimky najnižšia vo všetkých pôdach.

Z celkového hodnotenia bioprístupnosti sledovaných ťažkých kovov môžeme uviesť, že v pôdach našej najproduktnejšej oblasti s regionálnym znečistením považujeme za najrizikovejšie Cd, čo platí zvlášť pre ČM, ČA a HM, v ktorých sa Cd kumuluje v povrchovej vrstve pôdy. Pri hodnotení stanovených obsahov Cu vychádzame z toho, že s výnimkou pôd Stredného Spiša vo väčšine pôd sa nachádza Cu na úrovni požadovaných hodnôt alebo referenčné hodnoty mierne prekračujú. Toxicita Cu pripadá do úvahy len pri nadlimitných indikačných hodnotách, ktoré v sledovaných pôdach, s výnimkou pôd Stredného Spiša, neboli prekročené. Stanovovania mobilných foriem ťažkých kovov (vo výluhu 0,01 M CaCl₂) považujeme za problematické predovšetkým pre veľmi nízke obsahy, čiastočne aj stopové, a pod hranicou stanoviteľnosti dostupnými technikami.

Obsahy mobilizovateľných foriem ťažkých kovov, ktoré zahrňujú ťažké kovy viazané na karbonáty, ďalej špecifický adsorbované a okludované na povrchu koloidných častíc, ďalej ťažké kovy v organominerálnych komplexoch, ako i frakcie viazané na Mn-oxidy ovplyvňujú podmienky v pôdnom profile, najmä pôdna reakcia, obsah ílových a druh minerálov, obsah humusu, uhličitanov a redox potenciálov, atď. Pôdne mobilizovateľné formy ťažkých kovov predstavujú aktuálne riziká rastlinám, najmä z hľadiska ich sprístupnenia vplyvom pôdno-ekologických podmienok, agrotechniky a výživy rastlín. Keď k týmto poznatkom pridáme aj dostupnosť analytického stanovenia, schopnosť EDTA tvoriť stabilné a definované komplexy s kationmi ťažkých kovov, vychádza nám favorizácia stanovovania mobilizovateľných ťažkých kovov s 0,05 M EDTA ako štandardným výluhom pri monitoringu pôd s následným vypracovaním odpovedajúcich legislatívnych limitov rizikových ťažkých kovov.

ZÁVER

Podľa Doc. ISO/TC/90/SC 3 WG/1994 pre posudzovanie hygienického stavu pôd by bolo najvhodnejšie hľadať také extrakčné činidlá, v ktorých sa budú stanovovať mobilné a mobilizovateľné formy ťažkých kovov. Pre stanovenie mobilných foriem ťažkých kovov v pôde, ktoré sú formami vodorozpusťnými a výmennými a tvoria ľahkorozpusťné organometalické komplexy, v ktorých sa ťažké kovy mikrobiálnou činnosťou uvoľňujú, sa odporúčajú rôzne roztoky neutrálnych solí napr. CaCl₂, MgCl₂, NH₄NO₃, NaNO₃ a pod.

Mobilizovateľné formy ťažkých kovov, ktoré sú adsorbované na koloidné, ílovité častice väzbami rôznej intenzity je možné extrahovať pomocou relatívne silnejších činidiel, ako sú roztoky neutrálnych solí, a to okrem EDTA, napr. pomocou DTPA alebo pomocou solí organických kyselín atď. Podľa dosiahnutých výsledkov pri relatívne vysokých rozdieloch v rozpustnosti jednotlivých ťažkých kovov zdieľame názor, že jednou z možností by mohlo byť hľadanie skupinového extrakčného činidla pre stanovenie mobilizovateľných a mobilných foriem spoločne podľa chemickej príbuznosti jednotlivých ťažkých kovov. Vidíme v tom určitú analógiu s metodikami, ktoré boli spracované pre stanovovanie

mobilných a mobilizovateľných pôdnych foriem, napr. Cu a Zn v pôde vo výluhu DTPA (Fiala a kol., 1999). Zistilo sa, že kadmium je analógiou zinku a pri nedostatku zinku v pôde môže byť v zvýšení príjmu práve kadmia (Hronec, Tóth, Holobradý 1992).

Hľadaním vhodných extrakčných činidiel na určenie mobilných a mobilizovateľných foriem ťažkých kovov sa zaoberá veľa autorov. Napr. u nás Hegedúšová (2001); Hecl (2000); Tóth (2001) atď., v zahraničí Kozák, Jehlička (1991); Lebourg et al. (1996); Weissenhorn (1995); Brümmer (1986) atď. Výsledky, ktoré sme uviedli sú porovnateľné so skôr citovanými prácami pokiaľ ide o rovnakých alebo do určitej miery zrovnateľných pôdnych predstaviteľov. Dosiahnuté výsledky (s výnimkou silne kontaminovaných pôd) ťažkých kovov, vo výluhu 2 M HNO₃ rámcovo sú zhodné s výsledkami Matúškovej (1999), ktorá posudzovala obsahy v 2 M HNO₃ v rovnakých pôdnych predstaviteľoch.

Na rozdiel od Hecla (2000), ktorý stanovoval obsahy ťažkých kovov v FMg a PG, sme zistili vyššie percentuálne zastúpenie Cu vo výluhu 2 M HNO₃, čo zrejme súvisí s antropogénnym zvyšovaním medi (rozvinuté vinohradníctvo). Poradie ďalších ťažkých kovov je súhlasné s výsledkami citovaného autora. Rovnako ako sme zistili v pôdach našej najproduktnejšej oblasti Podunajskej nížiny, ako aj u dvoch hlavných predstaviteľov FMG a PG Východoslovenskej nížiny, Hecl (2000) stanovil zvýšenie obsahu Cd vo vrchnom horizonte.

Poradie rozpustnosti ťažkých kovov v 0,05 M EDTA podľa našich výsledkov je analogické s poradím obsahov vo výluhoch 2M HNO₃, ale pri podstatne zvýšených obsahoch stanovených prvkov vo výluhoch 2M HNO₃, čo platí pre všetky vyhodnocované ťažké kovy. Súhlasne s ďalšími autormi, napr. Kabata, Pendias and Pendias (1992); Kalúz (1989); Hecl (2000); Matúšková (1999); Linkeš (1997) sme preukázali nízku vylúhovateľnosť Cr, či už v 2 M HNO₃, ale najmä v 0,05 M EDTA (v desatinách percenta). Pri hodnotení obsahov stanovených v 0,01 M CaCl₂ pripúšťame opodstatnenosť použitia tejto zriedenej neutrálnej soli ako pôdneho extrahovadla v pôdach s pozadovými koncentraciami ťažkých kovov výlučne pre Cu a Cd. U ostatných ťažkých kovoch sme v zhode s Heclom (2000), v mnohých prípadoch nedetekovali žiadne množstvo mobilného Cd.

LITERATÚRA

- Brummer, S. 1989. Anorganische Schadstoffe. Crom In: Scheffer, af. – Schatschabel, P. Lehrbuch der bodenkunde. Stuttgart: F. Enke Verlag, 1989.
- Fiala, K. a i. 1999. Záväzný metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – pôda. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy v Bratislave, Edičné stredisko VÚPOP, 142 s., ISBN 80 – 85361 – 55 – 8.
- Hecl, J., Danielovič, L. 2000. Vplyv rozdielnych dávok Cd a Pb na jeho distribúciu v jarnom jačmeni. In. Cudzorodé látky v životnom prostredí (III. medzinárodná konferencia) 2000, s. 66 – 69. ISBN 80-7137-745-7
- Hegedúšová, A., Hegedúš, O., Csanková, H., Halášová, M. 2001. Sledovanie obsahu selénu v pôdach okresu Nové Zámky. Zborník príspevkov 53. Zjazdu chemických spoločností, Banská Bystrica: 2001, s.352 – 353. M – P25
- Hronec, O., Tóth, J., Holobradý, K. 1992. Exhaláty vo vzťahu k pôdam a rastlinám východného Slovenska. Príroda Bratislava. 1992., 194 s., ISBN 80 - 07 - 00546 – 3
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. Trace Elements in Soil and Plants.2. vydanie. London. CRC Press, 1992, s. 365.
- Kalúz, K. 1989. Miera negatívnych účinkov OFZ na úrodnosť poľnohospodárskych pôd a ich kategorizácia. Záverečná správa, VÚPÚ, Bratislava, 1989, 121 s.
- Kolektív. 2000. Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, Bratislava. 2000, 76 s., ISBN 80-85361-70-1.
- Kozák, J., Jehlička, J. 1992. Retence vybraných kovů pôdami. Pedológia a meliorácie. 28, 3, 1992. s.3-11.
- Lebourg, A. et. al. 1994. Document ISO/TC 190/SC 3/WG 1N 127.
- Linkeš, V. 1997. Monitoring pôd Slovenskej republiky. Súčasný stav monitorovaných vlastností pôd. VÚPÚ, Bratislava, 1997. 128 s.
- Matúšková a kol. 1999. Potenciálne bioprístupnosti ťažkých kovov v pôdach Slovenska. Záverečná správa úlohy (etapy 06A) : Kvantifikácia a plošná diferenciácia potenciálnych ekologických funkcií pôdy v SR. VÚPOP, Bratislava, 1999, s.169-228.
- Tóth, T. 2001. The evaluation of content of heavy metals in selected and cultivated plants in High Tatras region. Foriegn substances in the environment. Nitra : SPU 2001. p.210 – 214. ISBN 80-8069-065-0.
- Weissenhorn, I., Mensh, M., Legval, C. 1995. Bioavailability heavy metal in sewage sludge – sandy soil. Soil. Biol. Biochem. 27, p.115 – 126.

DEGRADACE PŮDY VLIVEM ZHUTNĚNÍ

Soil Degradation Involved by Compaction

Zdeněk TOMIŠKA

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, Česká republika*

Abstrakt

Při současné úrovni agrotechniky mají, s hlediska produkční schopnosti půd, převažující význam fyzikální vlastnosti půd nad chemickými. Významně je ovlivňuje i technogenní zhutňování půdy. Na základě ověření fyzikálních vlastností půd, v rámci hodnocení produkční schopnosti vybraných půd ČR, bylo zjištěno, že většina orných půd má nepříznivé fyzikální vlastnosti: podle kritérií pro mezní hodnoty kritických vlastností zhutněných půd, většina půd má zhutněné podorničí.

Klíčová slova: zhutnění, pórovitost, objemová hmotnost redukována, minimální vzdušnost, maximální kapilární vodní kapacita, obsah jílu, měrný tlak

Abstract

At the current level of the agricultural engineering it has been recognized that soil physical properties play more important role from the point of view of soil production capability than the soil chemical properties. Namely the process of the technogenic soil compaction can influence the soil production capability very significantly. Unfortunately, during the checking of the soil properties for the evaluation of the soil production capability there was stated that most of arable lands have non-favourable physical properties: with respect to the limiting values for the decisive soil properties it must be admitted that most of soils have compacted subsoil horizons.

Key words: soil compaction, porosity, reduced bulk density, capillary water capacity, minimum aeration, clay content, specific pressure

Stav půdy byl a bude stále důležitým činitelem její produkční schopnosti (míry úrodnosti). V současné době, kdy je zdánlivý nadbytek zemědělských výrobků, se vyskytují názory, že produkční schopností půd není třeba se zabývat, protože půdy je nadbytek a vyšší výroba není žádoucí. Není dostatečně vnímáno, že i pro zemědělskou výrobu musí platit zásada dosahování její vysoké efektivity. Tato je hlavně závislá na klimatických podmínkách avšak významně i na stavu půdy. Při výzkumu produkční schopnosti se ukazuje, že při současné úrovni agrotechniky mají převažující význam fyzikální vlastnosti půd nad chemickými. Jmenovitě jsou to objemová hmotnost redukována, pórovitost, maximální kapilární vodní kapacita, minimální vzdušnost a využitelná vodní kapacita. Tyto vlastnosti sice vyplývají z vlastností půdotvorných substrátů a přirozeného vývoje půd, stávající soustava hospodaření je však významně ovlivňuje. Především je to technogenní zhutňování půdy.

Je známo, že již ve dvacátých letech 20. století bylo zjištěno zhutňování půdy při jejím obdělávání kolovými traktory o váze 2,5 – 3,0 tuny. Současné mechanizační prostředky stlačují půdu podstatně více. V ruských výzkumech je uváděno, že vyšší zhutnění půdy v ornici nad optimální stav jenom o 0,1 g/cm³ zmenšuje výnosy obilovin o 0,2 – 1,0 t/ha, výnos brambor o 1,5 – 2,0 t/ha. Zhutnění snižuje pórovitost a tím provzdušnění, vsakování vody a nitrifikační schopnost půdy. V českých průzkumech v 70-tých letech 20. století bylo v době sklizně cukrovky pěstované na sprašových půdách zjištěno 10 % ploch, které měly silně zhutnělý celý půdní profil a 15 % ploch se zhutněným podorničím. Velmi nízkou vzdušnou kapacitu vykazovalo 55 % ploch. Zhutňování půdních profilů je jednoznačně nepříznivý jev.

Pojem zhutňování však nelze jednostranně hodnotit jako nepříznivý. V agrotechnice má kladný význam zhutňování ornice po zasetí pro zabezpečení lepšího a vyrovnanějšího vedení půdní vláhy k semenům. Toto je zvláště potřebné v suchém období. Pro obiloviny se obvykle uvádí, že příznivý stav ornice je při objemové hmotnosti redukované 1,46 – 1,52 g/cm³. Zřetelný pokles výnosů jarního ječmene byl zjišťován při objemové hmotnosti redukované od 1,56 g/cm³ výše v ornici. Při výzkumu vlivu zhutnění půdy na produkční schopnost je zpravidla posuzován jen fyzikální stav ornice. Její vliv je rozhodující, ale vzhledem k tomu, že se její fyzikální stav stále a různě mění, nelze podle ornice vytvořit zcela objektivní závěr o směru kterým se mění fyzikální vlastnosti půdy. V ornici jsou tyto vlastnosti nejvíce ovlivněny sledem pěstovaných plodin, průběhem roční teploty a vlhkosti (např. promrzáním), zpracováním půdy při různé vlhkosti a použitím nářadí i hnojením. Při hnojení může mít výrazný vliv náhlé okyselení ornice se škodlivými důsledky pro půdní faunu i mikrofloru nebo peptizace půdních částic. Fyzikální vlastnosti je tak soustava stále se měnících prvků, kdy změna jednoho činitele se ihned projevuje ve změně ostatních prvků, mající za následek nejen změny vodního a vzdušného režimu, ale i změnu tepelného a živinného režimu.

Přirozeně ulehlá půda, v závislosti na zrnitostním složení a obsahu organické hmoty, sestávající z jednotlivých půdních částic, může dosáhnout objemovou hmotnost redukovanou nejvíce 1,8 – 2,0 g/cm³, půda složená z mikrogagregátů do velikosti 0,25 mm 1,5 – 1,8 g/cm³ a půda složená z makrogagregátů 1,1 – 1,5 g/cm³. U půdy v dobrém fyzikálním stavu pórovitost tvoří přibližně polovinu až 60 % (u lehkých půd) celkového objemu. V podorniči a spodině je pórovitost tvořena převážně kapilárními póry (menší 0,2 mm). Zvětšením pórovitosti a snížením objemové hmotnosti půdy, např. po přemrznutí, se mění v závislosti na změně kvality pórů přístupnost vody pro rostliny a výška a intenzita vztlínání vody. Při zvyšující se hmotnosti půdy se zvyšuje podíl nepřístupné vody pro rostliny. Vyšší objemová hmotnost půdy se projevuje též vyšší tepelnou vodivostí. V jarním období je to nepříznivá vlastnost. Taková půda se pomalu zahřívá a růst rostlin je pomalejší. Ukazuje se, že záhřevnost půdy má značný vliv na produkční schopnost; čím je oblast chladnější, tím je její příznivý vliv větší.

Při vhodných podmínkách využívání půdy se střídá vznik a zánik půdních strukturních částic, ale oba tyto pochody jsou v rovnovážném stavu. Při současné agrotechnice často převládá zánik strukturních částic nad jejich tvorbou. Důsledkem je zhutňování půdy pro které je typický úbytek větších pórů a narůstání objemové hmotnosti. Kromě nepříznivého vlivu na půdní úrodnost, je významným důsledkem zhutňování zvětšování půdního odporu při orbě i dalších agrotechnických úkonech. Uvádí se, že odpor při orbě se zvyšuje až o 100 %.

Výzkumem kritických vlastností zhutněných se u nás zabýval Lhotský. Výsledkem bylo stanovení mezních hodnot kritických vlastností zhutněných půd. Byly uveřejněny v r. 1984. Vztahují se k posuzování hodnot v ornici a podorniči. Za účelem srovnání s hodnotami zjištěnými v r. 2000 – 2002 při výzkumu produkční schopnosti půd jsou tyto hodnoty v následující tabulce uvedeny.

Tab. 1 *Mezní hodnoty kritických vlastností zhutněných půd*

Kritická vlastnost	Půdní druh					
	J	JV, JH	H	PH	HP	P
Pórovitost v % obj.	< 48	< 47	< 45	< 42	< 40	< 38
Objemová hmotnost redukovaná v g/cm ³	> 1,35	> 1,40	> 1,45	> 1,55	> 1,60	> 1,70
Minimální vzdušnost	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Maximální kapilární vodní kapacita v % obj.	> 35	> 35	> 35			
Obsah jílu (< 0,001 mm) v %	> 30	> 30				

Odběr vzorků zemin v období r. 2000 – 2002 byl proveden po sklizni plodin přibližně od poloviny srpna do poloviny září. Ukazatele fyzikálního stavu půd obsahuje tab. 2.

Tab. 2 Ukazatele fyzikálního stavu půd

Půda	CE	CEm	FLc	HNmg'	HNlg	KAja'	PGle'	PGla'	KAma'
Substrát	spraš	spraš	nivní hlína	polyg. hlína	spraš. hlína	perm. arkosa	polyg. hlína	polyg. hlína	svorová rula
Zrnitost	H	H	H	JH	H	PH	PH	JH	HP
Horizont	Ac	Ac	IMk	Bt	Fl+Btg	Br	E+Bmt	Bmt	Bv
Hloubka	30 – 44	30 – 44	28 – 52	22 – 42	24 – 48	24 – 64	22 – 44	22 – 46	26 – 56
% < 0,001 mm	24,4	21,3	9,8	31,6	20,7	7,6	11,0	27,8	6,9
@ d.cm ⁻³	1,49	1,69	1,28	1,47	1,63	1,54	1,76	1,66	1,71
n (% obj.)	44,0	37,0	52,0	45,0	39,0	42,7	34,4	37,5	39,0
n-@ _{Mkk} (% obj.)	9,0	3,0	8,0	7,9	2,8	9,1	2,3	0,0	9,6
@ _{MKK} (% obj.)	35,0	34,0	44,0	37,1	36,2	33,6	32,1	37,5	29,4

@ (g.cm⁻³) – objemová hmotnost redukována

n (% obj.) – pórovitost

n-@_{MKK} (% obj.) – minimální vzdušnost

@_{MKK} (% obj.) – maximální kapilární vodní kapacita

Z uvedeného přehledu, který je vzorkem přibližně čtyřnásobného počtu základních půdních představitelů, kde byly nejen fyzikální půdní vlastnosti v rámci hodnocení produkční schopnosti zjišťovány až do hloubky 1,5 m vyplývá, že zhutnění podorničí je značně převažující stav orných půd. K odpovědi, do jaké míry má celkové zhutnění půdních profilů vliv na snížení výnosů plodin, je tak málo důkazů, že nezbyvá než se spokojit s odhadem. V literatuře se převážně uvádí snížení výnosu o 5 – 10 %.

Způsoby zlepšování fyzikálního stavu zhutněných půd

O těchto způsobech již bylo mnoho napsáno. Zpravidla však bez jakéhokoliv finančního odhadu a zhodnocení nákladů, které jsou zvláště v současné době určující. Omezím se jen na stručný výčet a zhodnocení víceméně reálných možností.

Nejvhodnějším způsobem by bylo omezit stlačování půdy používáním strojů s co nejmenším měrným tlakem na půdu. Tento přístup má svoje meze s ohledem na cenu a pracovní výkon takových strojů. Často je navrhováno hloubkové kypření. Nejvhodnější je v rovinnatých polohách, jinak může způsobit značnou nevyrovnanost vláhových poměrů. Je energeticky náročné.

Do rámce agrotechnických opatření náleží podřívání podorničí. Je vhodné zvláště tam, kde podorničí má i nevhodné chemické vlastnosti, případně je jen slabě kamenité. Může sloužit i jako příprava k prohlubování ornice.

Méně nákladný technologický způsob jsou agrotechnické úkony při vhodné půdní vlhkosti a omezení pojezdů po půdě na nutnou míru. V rámci možností daných počasím, reliéfovými podmínkami a tvarem pozemků se toto v zemědělských podnicích uskutečňuje; větší rezervy v těchto způsobech nejsou. Obdělávání půdy při vhodné půdní vlhkosti, ale vyžaduje větší množství strojů (v zemích s deštivým počasím je s tím počítáno).

U půd neobsahujících uhličitán vápenatý, je proti zhutňování prospěšné vápnění, nejlépe ve spojení s podříváním podorničí. Levným opatřením proti zhutňování je správné hnojení. Objemná pevná hnojiva působí příznivě vždy. Při hnojení koncentrovanými hnojivy je třeba dát přednost těm, které nezpůsobují výrazné okyselování půdy a peptizaci půdních částic.

Levným opatřením proti zhutňování byl v nedávné minulosti osevní postup s dostatečným zastoupením motýlokvětých rostlin, zvláště víceletých jetelovin nebo jetelotráv. Velký pokles živočišné výroby znamenající malé množství statkových hnojiv a malou potřebu jetelovin však zhutňování půd podporuje.

V prostoru vymezeném při zemědělství ČR se strany Evropské unie (EU) by měl být zajištěn způsob jak zlepšovat i fyzikální stav půdy (ve středu zájmu je chemický stav půdy). Příznivou okolností může být snížení výměry orné půdy. Do osevního sledu orných půd by mohly být zařazovány trávy i jeteloviny. Jejich plochy by neměly být započítávány do orné půdy. Kromě jejich přínosu zlepšení fyzikálních vlastností půdy, dalším přínosem by bylo zásobování půdy dusíkem

znamající úsporu průmyslových dusíkatých hnojiv s důsledkem zlepšení čistoty podzemní vody. Zde je však souvislost s politikou EU v oblasti podpor zemědělství.

Stručně řečeno, způsoby zlepšování fyzikálního stavu zhutněných půd nejsou jen samostatnou finančně-technickou záležitostí. Je třeba, aby byly součástí soustavy hospodaření, která se bude řídit dlouhodobě platnými pravidly zabezpečujícími její správnou funkci.

ÚBYTOK ORGANICKEJ HMOTY V PÔDE AKO PREJAV CHEMICKEJ DEGRADÁCIE PÔDY

Soil Organic Mass decrease as Soil Chemical Degradation Expression

Stanislav TORMA, Ján HALAS

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, regionálne pracovisko Prešov,
Reimannova 1, 080 01 Prešov, e-mail: torma@vupop.sk*

Abstrakt

Bilancia pôdnej organickej hmoty bola vypočítaná na 674 ha ornej pôdy vo vybranom poľnohospodárskom podniku Agro-Farma, s.r.o., Kobyly (okr. Bardejov) v troch po sebe nasledujúcich rokoch. Bolo zistené, že negatívna bilancia organickej hmoty v pôde neprekračuje 2 tony z hektára, pokiaľ je aplikované organické hnojivo (maštalný hnoj) v dávke 40 t.ha⁻¹ aspoň raz v priebehu troch rokov. Na druhej strane bola však zistená negatívna bilancia organickej hmoty v pôde vyššia ako 8 t.ha⁻¹ až na 87 % výmery ornej pôdy (t.j. 590 ha) uvedeného podniku. Na niektorých honoch negatívna bilancia v závislosti od štruktúry pestovaných plodín prevýšila aj hodnotu 11 ton organického uhlíka na jeden hektár pôdy. Na odstránenie deficitu organickej hmoty v pôde je potrebná priemerná dávka 48,5 t.ha⁻¹ maštalného hnoja. Je taktiež potrebné upraviť podiel jednotlivých pestovaných plodín a zvýšiť podiel plodín vplývajúcich pozitívne na pôdnu organickú hmotu – strukoviny, ich zmesi s trávami a dočasné trávy.

Kľúčové slová: bilancia pôdnej organickej hmoty, organické hnojenie, nedostatok organickej hmoty v pôde

Abstract

The balance of soil organic matter was calculated from area of 674 ha of arable land in chosen agricultural farm Agro-Farma, s.r.o., Kobyly (Bardejov district) during three years period. It was confirmed that the negative balance of soil organic matter do not exceed 2 tons of organic carbon per hectare when applied 40 tons organic fertilizers (manure) per hectare (ones during three years). The negative balance of soil organic matter more than 8 ton per hectare was reached on 87 % area of arable land (590 ha). The losses of organic matter from the soil in some fields reach more than 11 t C.ha⁻¹ in dependence on sowing structure. The average dose 48.5 t.ha⁻¹ of organic fertilizers is necessary to equilibrate of found deficiency. It is also needful to regulate the share of individual grown crops and to cultivate more crops with positive influence to soil organic matter – legumes, their mixtures with grass and temporary grass.

Key words: balance of soil organic matter, organic fertilization, deficiency of organic matter in the soil

ÚVOD

Pôdna organická hmota so svojím širokým spektrom vplyvov na fyzikálne, chemické a najmä biologické vlastnosti pôd patrí ku rozhodujúcim faktorom pôdnej úrodnosti. S jej obsahom a kvalitou súvisia okrem produkčnej funkcie aj mimoprodukčné (ekologické) funkcie pôdy, ako sú transformačná, pufrčná, filtračná, akumulčná a ďalšie.

Starostlivosť o pôdnu organickú hmotu je aj základným predpokladom ochrany produkčného potenciálu poľnohospodárskych a najmä orných pôd, na ktorých prebieha intenzívna rastlinná výroba. Straty organickej hmoty z pôdy, ku ktorým dochádza v procesoch rozkladu, mineralizácie a humifi-

kácie organických látok v pôde, prípadne erózie, by mali byť plne nahradzované vstupmi čerstvej organickej hmoty do pôdy.

Pravidelná kontrola bilancie pôdnej organickej hmoty na každej parcele (hone) ornej pôdy je súčasťou správnej poľnohospodárskej praxe. Základnou podmienkou, bez ktorej však táto bilancia nie je možná, je kvantifikácia zdrojov a strát organických látok. Spôsoby ich kvantifikácie, ako aj model ich bilancovania boli vypracované vo Výskumnom ústave pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave na základe dlhoročných výsledkov výskumu v rôznych pôdno-klimatických podmienkach Slovenska (Jurčová, Bielek, 1977). Tieto experimentálne výsledky boli vyhodnotené štatistickými metódami (polynomicke regresie) a spracované do takej podoby, ktorá umožňuje bilancovať pôdnu organickú hmotu na každej parcele ornej pôdy v rámci Slovenska, na ktorej sú pestované bežné poľné plodiny (okrem zeleniny) a pri ktorej sú známe údaje o:

- prevládajúcej bonitovanej pôdno-ekologickej jednotke (BPEJ)
- skutočnej (prípadne aj plánovanej) úrode hlavného produktu plodiny pestovanej na predmetnej parcele v roku, za ktorý robíme bilanciu
- úrovni hnojenia organickými hnojivami

MATERIÁL A METÓDY

Bilancia pôdnej organickej hmoty, ako aj stanovenie potreby organického hnojenia boli vypočítané na modelovom území poľnohospodárskeho podniku Farma Agro-Dúbrava s.r.o Kobyly (okr. Bardejov) v prostredí užívateľského programu PEDOPT 2000 (Vilček a kol., 1999).

Charakteristika územia

Hospodársky obvod poľnohospodárskeho subjektu tvoria katastrálne územia obcí Kobyly, Janovce a Tročany s lokalizáciou vo východnej časti flyšového pásma, v južnej časti Bardejovského okresu, na západných svahoch Ondavskej vrchoviny a v časti Bartošovskej kotliny, s typickou geomorfologickou konfiguráciou so stredne hlbokými a plytkými pôdami, na ktorých prebiehajú intenzívne procesy vodnej erózie. V údolných polohách miestnych potokov sa nachádzajú nevelké roviny s menšími terénymi depresiami. Najnižšia nadmorská výška v území je 335 m n. m. a najvyššia 502 m n. m.

Z pohľadu klimatických pomerov je modelové územie situované v dvoch klimatických regiónoch: mierne teplý, mierne vlhký a mierne chladný, mierne vlhký. Priemerná ročná teplota je 6 – 7°C. Priemerné ročné zrážky sa za ostatných 10 rokov pohybujú v rozpätí 600 – 700 mm.

Štruktúra využitia pôdneho fondu za poľnohospodársky podnik je uvedená v tab. 1.

Tab. 1 *Štruktúra využitia poľnohospodárskeho pôdneho fondu (PPF)*

Druh pozemku	Výmera v ha	Podiel z výmery poľnohospodárskej pôdy v %
Poľnohospodárska pôda	1 142	100,0
Orná pôda	677	59,3
Trvalé trávne porasty	465	40,7

Zo štruktúry využitia PPF vyplýva, že zornenie poľnohospodárskej pôdy je 59,3 %, čo je v daných pôdno-ekologických podmienkach veľmi vysoké. Z hľadiska zastúpenia pôdných typov v modelovom území dominujú kambizeme 93,2 %, menej sú zastúpené fluvizeme 5,5 % a najmenej pseudogleje 1,3 %. Obsah humusu v ornici tunajších pôd sa pohybuje od 0,67 % až po 3,98 %. V podornici sa nachádza 0,21 až 1,72 % humusu (Halas a kol., 2003).

Bilancia organického uhlíka

Pod pojmom bilancia „pôdnej organickej hmoty“ rozumieme porovnávanie kvantifikovaných vstupov (zdrojov) a výstupov (strát) organických látok do pôdy a z pôdy (na vybranej parcele ornej pôdy) pomocou jednoduchého modelu (matematickej rovnice), v ktorom je kvantita bilancovanej POH vyjadrovaná v tonách organického uhlíka na jeden hektár pôdy za obdobie jedného roka ($t \text{ C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) (Jurčová, Bielek, 1997).

$$B_c = (I_u \times K_c + I_{DH} \times C_H) - (C_m \times K_m),$$

kde:

B_c = bilancia uhlíka – v t C.ha⁻¹.rok⁻¹

u = úroda hlavného produktu plodiny, pestovanej na pozemku v bilancovanom roku – v t.ha⁻¹

K_c = koeficient prepočtu rastlinných zvyškov danej plodiny na uhlík pre príslušné rozpätie úrod

D_H = dávka organického hnojiva, aplikovaného do pôdy v bilancovanom roku – v t.ha⁻¹

C_H = koeficient prepočtu dávky organického hnojiva na uhlík – v t C na 1 t hnojiva

C_m = základné straty uhlíka z pôdy v dôsledku mineralizácie v príslušnej kategórii pôd – v t C.ha⁻¹.rok⁻¹

K_m = koeficient vplyvu plodiny na celkovú výšku strát uhlíka z pôdy v príslušnej skupine plodín.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Ako vstupné údaje pre výpočet bilancie organickej hmoty v pôde boli použité výmery pestovaných plodín a ich hektárové úrody v príslušných rokoch, za ktoré sa bilancia vyhodnocovala. Údaje sú zhrnuté v tab. 2.

Na základe výpočtu bilancie pôdnej organickej hmoty v užívateľskom programe PEDOPT 2000 (Vilček a kol., 1999) sme dospeli k nasledujúcim výsledkom.

V rámci celého poľnohospodárskeho podniku boli v priebehu posledných troch rokov aplikované organické hnojivá len na štyroch honoch (vo všetkých prípadoch to bola dávka maštalného hnoja 40 t.ha⁻¹ pod kukuricu na siláž). Na týchto honoch sa prejavila aj najmenšia strata organického uhlíka – v priemere 2 t.ha⁻¹. Bolo pritom nepodstatné, aké plodiny sa pestovali v ostatných dvoch rokoch. Vyššie uvedená dávka maštalného hnoja stačila pokryť stratu uhlíka v priebehu troch rokov.

Naopak najväčšie straty organického uhlíka v pôde (viac ako 10 t.ha⁻¹) boli dosiahnuté na honoch, kde sa v priebehu troch rokov pestovali obilniny a zemiaky. Je pozoruhodné, že až na 410 ha, tzn. na 60 % výmery ornej pôdy podniku bola dosiahnutá negatívna bilancia organického uhlíka viac ako 9 ton na hektár a až na 590 ha (t.j. 87 % výmery ornej pôdy) negatívna bilancia uhlíka viac ako 8 t.ha⁻¹ (tab. 3). To svedčí o nedostatočnej až zanedbanej starostlivosti o úrodnosť pôdy zo strany hospodára.

Tab. 2 Výmera a hektárové úrody plodín zastúpených v osevnom postupe

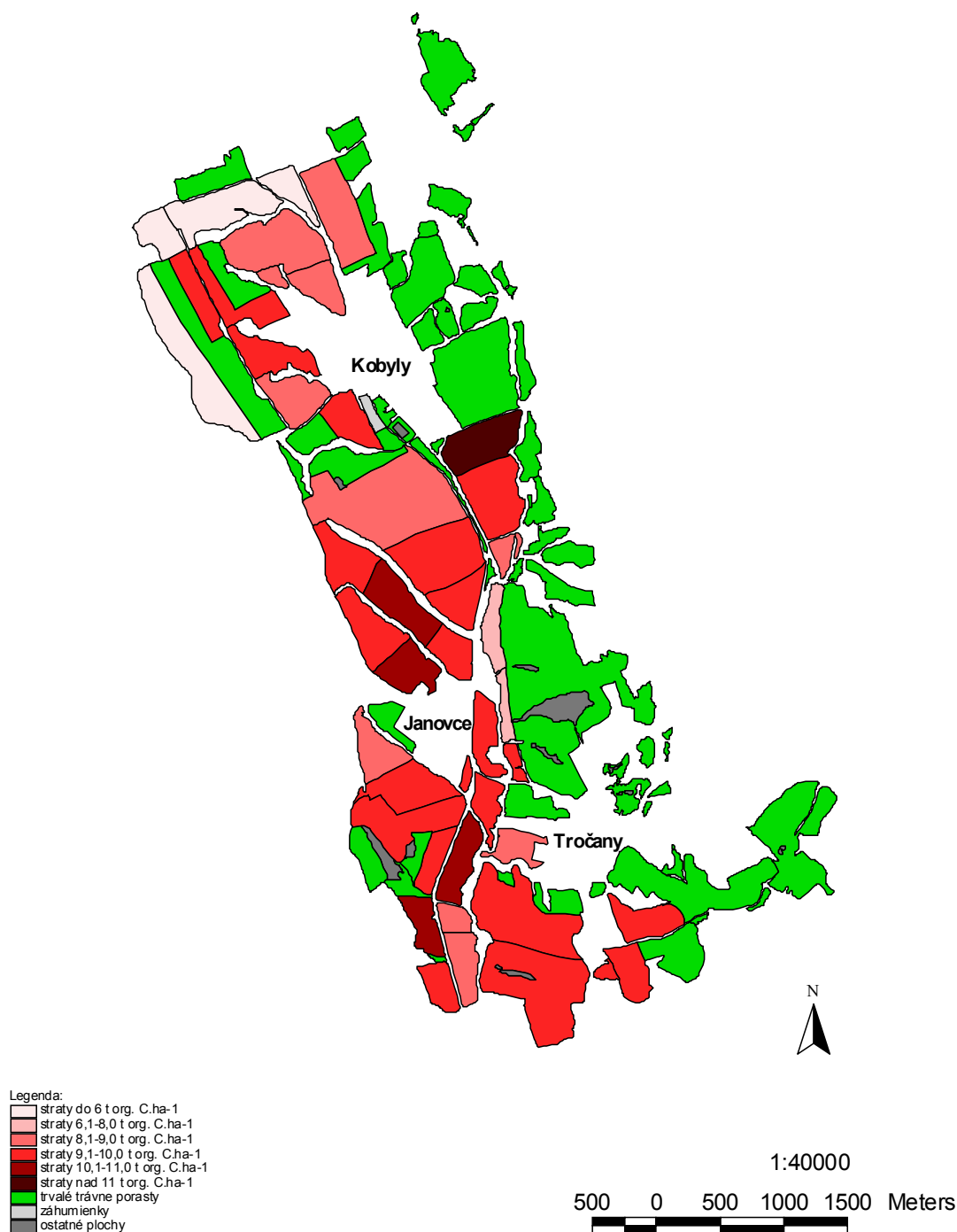
Plodina/rok	2001		2002		2003	
	ha	úroda (t.ha ⁻¹)	ha	úroda (t.ha ⁻¹)	ha	úroda (t.ha ⁻¹)
pšenica letná f. ozimná	209,45	3,10	186,60	3,54	193,87	2,25
pšenica letná f. jarná	35,78	2,28	22,62	3,10	65,54	2,42
raž siata	33,41	2,66	76,84	2,54	–	–
tritikale	73,01	2,70	102,87	3,15	110,82	2,10
jačmeň jarný	24,08	2,48	24,02	4,51	42,87	3,60
ovos	–	–	28,23	1,82	50,66	3,14
kukurica na siláž	98,07	26,32	89,24	23,76	98,08	21,0
horčica	45,86	0,65	50,83	0,80	–	–
bôb	–	–	4,43	1,0	–	–
zemiaky konzumné	28,63	10,42	18,90	22,33	18,26	21,4
zemiaky sadbové	16,81	10,42	12,85	13,73	2,56	17,0
jarné miešanky	76,84	12,44	24,50	25,12	8,22	12,44
lucerna	32,56	3,0	32,56	3,90	26,23	3,60

Podľa zistených strát organického uhlíka sme rozdelili hony do šiestich skupín. Tieto sú uvedené v tab. 3 a graficky sú zachytené na obr. 1.

Tab. 3 Zaradenie honov ornej pôdy podľa strát organického uhlíka do skupín

Skupina strát	Rozpätie strát organického C (t.ha ⁻¹)	Počet honov	Výmera (ha)
1. skupina	menej ako 6	4	71,66
2. skupina	6 – 8	2	12,88
3. skupina	8 – 9	11	179,74
4. skupina	9 – 10	23	339,13
5. skupina	10 – 11	4	52,18
6. skupina	viac ako 11	1	18,90

Obr. 1 *Bilancia pôdnej organickej hmoty na jednotlivých honoch vybraného poľnohospodárskeho podniku – Farma Agro-Dúbrava, s.r.o., Kobyly (Rozdelenie honov do šiestich skupín)*



V prvej skupine sú zaradené hony, ktoré boli počas obdobia troch rokov vyhnojované maštalným hnojom a deficit organickej hmoty neprevyšuje 6 ton uhlíka na jeden hektár. V ďalších skupinách je zaradených spolu 603 ha orných pôd modelového podniku, kde deficit organického uhlíka prevyšuje 6 ton na hektár v priebehu troch po sebe nasledujúcich rokov. Práve táto hodnota je považovaná za limitnú z hľadiska ohrozenia obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty na málo humózných pôdach s obsahom humusu do 1,5 % (Zákon č.220/2004 Zb.)

Celková strata organického uhlíka z ornej pôdy uvedeného podniku podľa bilančného modelu predstavuje hodnotu 5 390,5 t, pričom priemerná strata uhlíka na jeden hektár ornej pôdy je 8,43 t. Na odstránenie deficitu je potrebná priemerná dávka 48,5 tony maštalného hnoja na hektár ornej pôdy.

Celková potreba maštalného hnoja na pokrytie strát organického uhlíka predstavuje 31 709 t maštalného hnoja.

Ročná produkcia maštalného hnoja na poľnohospodárskom podniku asi 3 000 – 3 500 t zabezpečuje pri dávke 40 t.ha⁻¹ každoročné vyhnojenie len 75 až 87 ha pôdy (11 – 13 % celkovej výmery ornej pôdy). Teda spoliehať sa len na hnojenie organickými hnojivami nevedie k riešeniu tohoto problému. Bude potrebné pristúpiť k celkovej úprave organizácie PPF v súlade s danými pôdno-klimatickými a pôdnymi podmienkami a upraviť aj osevný postup. Napríklad v r. 2003 boli hustosiate obilniny pestované až na takmer 70-tich percentách výmery ornej pôdy, zatiaľ čo vikovité plodiny (lucerna) len na 3,9 % jej výmery. To je v rámci osevného postupu príliš málo na to, aby bol aspoň čiastočne pokrytý deficit organickej hmoty v pôde.

Obr. 2 prezentuje fragment výstupu z programu PEDOPT 2000, kde je vypočítaná bilancia pôdnej organickej hmoty na jednotlivých honoch, ako aj potreba hnojenia organickými hnojivami. Na honoch číslo 001, 002, 003 a 005 bol aplikovaný maštalný hnoj pod kukuricu na siláž v dávke 40 t.ha⁻¹ a negatívna bilancia organickej hmoty v pôde na týchto honoch dosahuje hodnoty len 1,55 až 2,54 t org. C.ha⁻¹. Na honoch číslo 004 a 006 bez organického hnojenia je strata organického uhlíka vo výške až 8,1 – 9,1 t.ha⁻¹. Práve na týchto honoch je potrebné pre odstránenie spomínaného deficitu aplikovať v čo najkratšom čase 47 – 54 ton maštalného hnoja na jeden hektár.

Obr. 2 Bilancia organickej hmoty v pôde na jednotlivých honoch poľnohospodárskeho podniku Farma Agro-Dúbrava, s.r.o., Kobyly a potreba organického hnojenia (fragment výstupu z programu PEDOPT 2000)

Licencované pre: VUPOP, Prešov, Reimanova 5 / ver. 7.0 /

OKNA SLUŽBY KONIEC INFO

Potreba hnojenia

Tlač Detail Späť

Hon:	Rok:	Výmera	BPEJ:	Plodina:	Úroda:	Bilancia uhlíka	Bilancia uhlíka sumárne	Druh hnojiva	Potreba v t/ha	Potreba v tonách na hon	Potreba hnojenia
001	2001	9,8	0784682	Kukurica na siláž	26,3	4,18					
	2002			Horčica (všetky druhy)	0,8	-3,29					
	2003			Triticale	2,1	-3,00	-2,12		0,0	0,0	Nie je potreb.
002	2001	22,6	0789442	Kukurica na siláž	26,3	4,18					
	2002			Pšenica ozimná	3,1	-3,01					
	2003			Triticale	2,1	-3,00	-1,84		0,0	0,0	Nie je potreb.
003	2001	8,2	0757202	Kukurica na siláž	26,3	4,18					
	2002			Pšenica ozimná	3,5	-2,72					
	2003			Triticale	2,1	-3,00	-1,55		0,0	0,0	Nie je potreb.
004	2001	24,6	0772243	Pšenica ozimná	3,1	-3,01					
	2002			Triticale	3,1	-2,31					
	2003			Jačmeň jarný	3,6	-2,73	-8,06	Maštalný hnoj	47,4	1166,2	Nutné
005	2001	31,0	0789215	Pšenica ozimná	3,1	-3,01					
	2002			Kukurica na siláž	23,8	4,03					
	2003			Pšenica ozimná	2,3	-3,55	-2,54		0,0	0,0	Nie je potreb.
006	2001	25,2	0778462	Rež ozimná	2,7	-2,55					
	2002			Ovos siaty	1,8	-3,54					
	2003			Triticale	2,1	-3,00	-9,10	Maštalný hnoj	53,5	567,2	Nutné

0/123 NUM

Start Licencované pre: VU... Server WinBase602: VUP... 11:09

Dosiahnuté výsledky poukazujú na skutočnosť, že v daných pôdnych podmienkach, kde pôdy majú nižšiu produkčnú schopnosť (v našom prípade pôdy flyšového pásma), sú straty organickej hmoty bez realizovaného hnojenia maštalným hnojom veľmi vysoké.

ZÁVER

Aplikácia organických hnojív (maštalného hnoja) v dávke $40 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ v trojročných intervaloch je dostatočná na to, aby negatívna bilancia organickej hmoty v pôde neprekročila hodnotu 2 tony organického uhlíka na hektár ornej pôdy. Na vybranom poľnohospodárskom podniku dosahuje strata pôdnej organickej hmoty pri absencii organického hnojenia a v závislosti od oševného postupu hodnoty až viac ako $11 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$. Na 87-tich percentách celkovej výmery ornej pôdy bola dosiahnutá negatívna bilancia organickej hmoty viac ako 8 ton na hektár. Na vyrovnanie zistenej disproporcie medzi zdrojmi a stratami organického uhlíka je potrebná priemerná dávka $48,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ maštalného hnoja. Na zníženie deficitu pôdnej organickej hmoty je potrebné upraviť aj zastúpenie pestovaných plodín v oševných postupoch a zaradiť väčší podiel plodín zo skupiny inhibičných plodín, ktoré svojou prítomnosťou tlmia mineralizačné procesy v pôde – vikovité, ich miešanky s trávami a dočasné trávy.

LITERATÚRA

- Halas, J., Gutteková, M., Litavec, T. (2003): Limitujúce faktory vo vzťahu ku zúrodňovaniu pôdy. In: Druhé pôdoznalecké dni v SR, CD Zborník referátov. 16. – 18. jún 2003, Stará Lesná, Vysoké Tatry, Kongresové centrum ACADEMIA. VÚPOP Bratislava, s. 147 – 158.
- Jurčová, O., Bielek, P. (1977): Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia: Bratislava: VÚPÚ. 154 s. ISBN 80-85361-26-4
- Vilček, J. a kol. (1999): Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny. Záverečná správa za VTP 514-79. VÚPOP Bratislava, 113 s.
- Zákon č. 220/2004 Zb. „O ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy“ z 10. 03. 2004.

REŽIM VLHKOSTI A VYUŽITELNEJ VODY V PÔDACH POD LESNÝMI EKOSYSTÉMAMI SLOVENSKA V PODMIENKACH MENIACEJ SA KLÍMY

Soil Water Regime and Available Water Dynamics in the Forest Ecosystems of Slovakia under Climate Change

Ladislav TUŽINSKÝ

Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta TU, T. G. Masaryka 24, 960 54 Zvolen,
e-mail: tuzinsky@vslld.tuzvo.sk

Abstrakt

Pre územie Kozmálovských kopcov (výskumná plocha Čifáre) je charakterizovaný vlhkostný režim pôdy podľa stratigrafického zloženia pôdy, ktorá má tenký humusový horizont a hlinitý iluviálny horizont, obidva ovplyvňujúce hydrofyzikálne vlastnosti pôdy. Počas vegetačného obdobia najväčšie zmeny v pôdnej vlhkosti boli pozorované vo vrchnej vrstve pôdy (0 – 20 cm). Výskyt teplých a bezzrážkových dní, charakterizovaný vysokou spotrebou vody pre evapotranspiráciu ($> 5 \text{ mm.deň}^{-1}$) je hlavným dôvodom pre intenzívne vysušacie procesy v pôdnych horizontoch s maximálnou hmotou aktívnych koreňov. Najvhodnejším stromovým spoločenstvom voči suchu je smrek. Fyziologicky prístupná zásoba vody vo vrstve 0 – 30 cm je dobrá ($> 40 \text{ mm}$), zvlášť v jarých dňoch s dostatočnou zrážkovou aktivitou. Pre druhú polovicu vegetačného obdobia tieto zásoby sa pohybujú medzi dobrou a dostatočnou zásobenosťou ($< 20 \text{ mm}$). V lete (počas horúcich dní a zrážkového deficitu) smrek spotrebúvajú prístupnú vodu a pôda disponuje len fyziologicky ťažko prístupnou vodou alebo veľmi nízkou zásobou prístupnej vody. Trvanie takého hydropedologického cyklu závisí od intenzity a časovej distribúcie atmosférických zrážok.

Kľúčové slová: pôdna vlhkosť, prístupná voda, hydrolimity

Abstract

As for the area of Kozmalovské hills (research plot at Čifáre) the soil moisture regime character is given by the stratigraphic composition of the soil having thin humus and loamy illuvial horizons and performing hydrophysical characteristics of the soil. During growing season the biggest changes in the soil moisture have been observed in the upper layers of the soil (0 – 20 cm). Presence of warm and rainless days characterized by high water consumption for evapotranspiration ($> 5 \text{ mm.day}^{-1}$) is the main reason of intensive drying of process in soil horizons with the maximal mass of active roots. The most disposable tree species towards drought is spruce. Physiologically available water supplies in the layer of 0 – 30 cm are good ($> 40 \text{ mm}$), especially in spring days with sufficient precipitation activity. As for the second half of the growing season these supplies vary between good and sufficient water supply ($< 20 \text{ mm}$). In summer (during hot days and precipitation deficit) the spruce consumes available water and the soil disposes only physiologically hardly available water or a very low supply of available water. Lasting of such hydropedological cycle depends on intensity and time distribution of atmospheric precipitation.

Key words: soil moisture, available water, hydrolimits

ÚVOD

V klimatických, geomorfologických a geografických podmienkach Slovenska sa z hydrologického hľadiska výraznou mierou uplatňujú lesy. Čiastkové vodohospodárske funkcie lesa ovplyvňujú základné zložky vodnej bilancie, v najväčšej miere zrážky, výpar a odtok vody. Medzi najdôležitejšiu funkciu, ktorá rozhoduje o povahe vodnej bilancie, odtoku a využití zrážkovej vody patrí vsakovacia infiltračná funkcia lesných pôd. V lesných porastoch je formovaná tlmivým účinkom dopadajúcich dažďových kvapiek, drsnosťou pôdneho povrchu, hydrofyzikálnymi vlastnosťami pôdy, pomalšou intenzitou topenia snehu, menším premŕzaním pôdy atď. Väčšie množstvo infiltrovanej vody, čím sa zvyšujú zásoby pôdnej vody, oneskoruje odtok, čo spôsobuje zníženie povodňových vln a znižuje deštruktívnu činnosť znamenajú mimoriadny význam v oblasti zachovania a využitia zásob vody.

MATERIÁL A METODIKA

Výsledky výskumu vodného režimu sú v tomto príspevku spracované z výskumných plôch Čifáre, Poľana a Oravská Polhora (tab. 1). Podrobný metodický postup je uvedený v publikovaných prácach autora (Tužinský 1998, 1999).

Tab. 1 Charakteristika výskumných plôch

Plocha	Drevina	Zakmenenie	Zápoj	Vek	SLT	Pôdny typ	Expozícia, nadm. výška
Čifáre	dbz 9, hb 1	0,8	90	70	CaQ	kambizem	rovina, 170
Poľana	sm 10	0,9	80	90	FA	kambizem	SZ
	bk	0,9	80	95	FA	andezemná	880
O. Polhora	sm	0,7	80	90	FA	kambizem kyslá	JZ 950

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýza doterajších výsledkov výskumu vodného režimu lesných pôd, najmä v ostatnom období poukazuje na skutočnosť, že v interakcii vzťahov pôda – rastlina – atmosféra dochádza k určitým vlhkostným zmenám od najnižších lesných vegetačných stupňov až po horské lesy. Jedná sa predovšetkým o výskyt a dĺžku hydroopedologických cyklov s obmedzenou až nedostatočnou zásobou využiteľnej vody (Kutílek 1978). Vyplýva to aj z reakcie vegetácie, vrátane lesných drevín, ktorá sa prejavuje v najväčšej miere redukciou transpirácie, zvýšením sacej sily koreňov, zmenou ich rastu na úkor aktívnych koreňov, zhoršením hydrickej účinnosti lesných ekosystémov a znížením obrannej schopnosti drevín voči škodlivým činiteľom (Střelcová 2000, Soroková 2001, Gregor 2000, Pichler 2003 a ďalší).

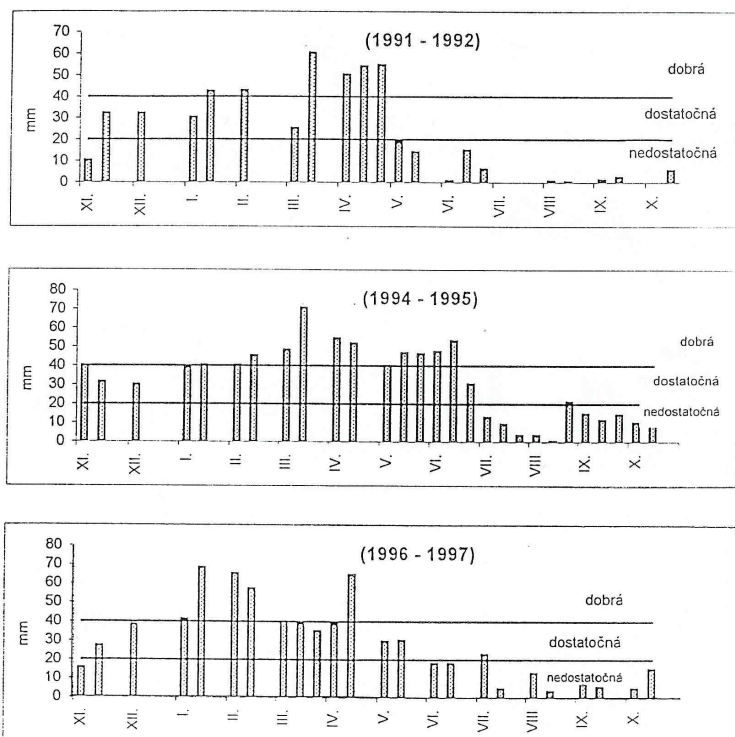
Na základe analýzy doterajšieho výskumu vlhkosti pôdy v nižších lesných vegetačných stupňoch (1. a 2. lvs), v našom prípade v dubovom poraste pri Čifároch, je treba upozorniť na vrcholiacu vysušiacu fázu v letných mesiacoch. Pôdna voda je v tomto období prevažne v stave kapilárne menej pohyblivej vody s nízkou, resp. veľmi nízkou zásobou využiteľnej vody. Nedostatok fyziologicky prístupnej vody sa v najväčšej miere prejavuje v povrchových vrstvách pôdy (graf 1). Z grafického vyobrazenia ďalej vyplýva, že často ani vyššie úhrny zrážok (jún 1992 = 76 mm) nedokážu zásobu využiteľnej vody výraznejšie doplniť. K zlepšeniu vlhkostných pomerov dochádza len po vyšších a dlhšie trvajúcich zrážkach (jún 1995 = 114 mm), ktoré sú vzhľadom na veľmi vysoký výdaj vody na evapotranspiráciu ($> 5 \text{ mm.deň}^{-1}$) v krátkom čase spotrebované.

Z hľadiska prevlhčenia, dĺžky prevlhčenia a stratifikácie vlhkosti pôdy (Kutílek 1971) prevláda vo fyziologickom profile pôdy v priebehu hydrologického roka existenčný interval vlhkosti (Šútor 1994) s množstvom vody medzi maximálnou kapilárnou kapacitou (MKK) a bodom vädnutia (BV).

Luvizeme, ktoré sú v Čifároch najrozšírenejšími pôdnymi typmi sú charakteristické striedaním horizontov s rozdielnymi hydrofyzikálnymi vlastnosťami. Jedná sa najmä o iluviálny horizont, ktorý je texturálne diferencovaný, viac zhutnený a tým pre vodu menej priepustný. Dynamika vlhkosti pôdy sa preto v najväčšej miere obmedzuje len na povrchové a stredné vrstvy fyziologického profilu pôdy. Priesak vody do hlbších vrstiev pôdy vzniká len po vyšších úhrnoch zrážok, v najväčšej miere tzv. preferovaným prúdením pôdnej vody cez trhliny, ktoré sa vytvárajú pri kontrakcii zeminy v suchom

období. Rýchlejší prienik vody do hlbších horizontov môže byť spôsobený aj uvoľneným priestorom okolo koreňov.

Graf 1 *Zásoba využiteľnej vody v povrchovej 0 – 20 cm vrstve pôdy pod dubovým porastom v Čifároch*



Stále častejší výskyt zrážkových singularít s deficitom zrážok a vyššími teplotami vzduchu, najmä v letných mesiacoch znamená, že k výraznejším vlhkostným zmenám dochádza aj v hlbších vrstvách pôdy.

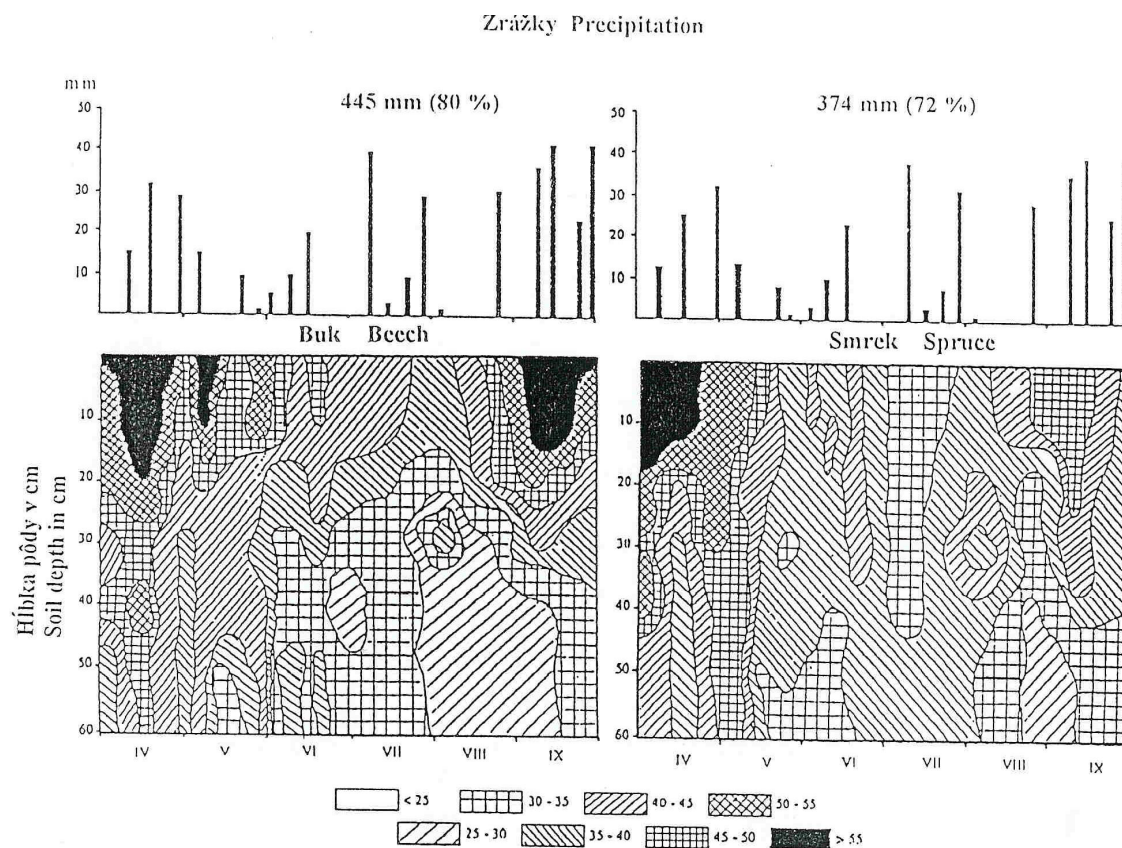
Dominantným intervalom vlhkosti pôdy v tejto oblasti je semiaridný interval s obsahom vody medzi hydrolimitmi maximálnej kapilárnej kapacity (MKK) a bodom vädnutia (BV). Aridný interval (BV) zasahuje predovšetkým povrchové vrstvy pôdy, pri dlhšie trvajúcim suchom období sa môže znížiť zásoba pôdnej vody pod kritickú hranicu hydrolimitu BV aj v hlbších vrstvách pôdy.

Pôdy horských lesov s charakteristickým striedaním horizontov a rozdielnymi parametrami fyzikálnych a chemických vlastností majú často silne vyvinutý humusový horizont. Stredné a hlbšie horizonty sú väčšinou skeletnaté s veľkou nerovnováhou živín a malou vododržnou schopnosťou. Aj preto väčšia časť podnej vody (30 %) presakuje do spodných horizontov a odtéka do recipientov.

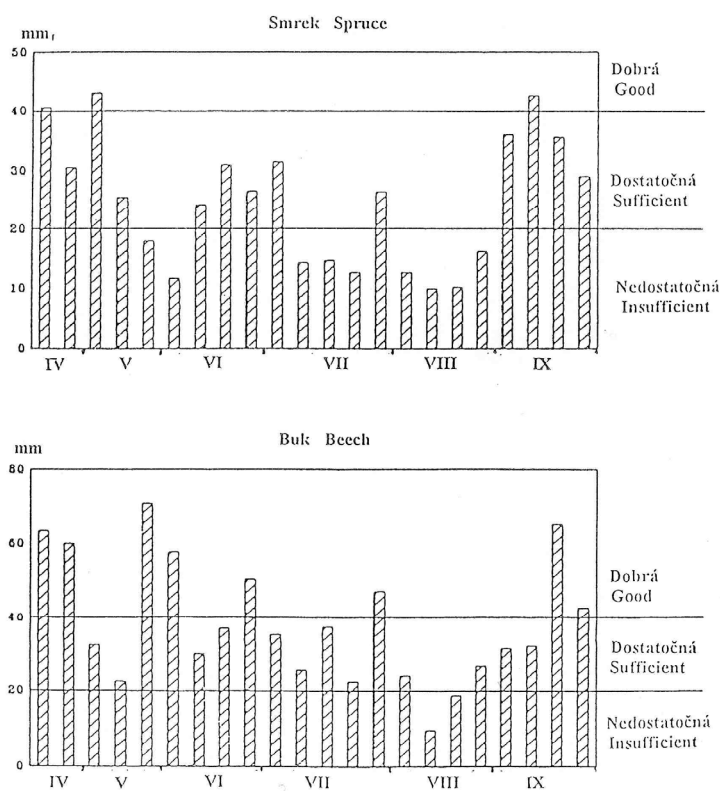
Zásoba pôdnej vody sa pohybuje v širšom variačnom rozpätí. V povrchových vrstvách pôdy po suchých a teplých obdobiach nie je výnimkou vlhkostný stav s kapilárne nepohyblivou a ťažko prístupnou vodou, čo pri plošne a časovo rozsiahlejšom výskyte vytvára pre plytko koreniaci smrek vážne nebezpečenstvo.

Priaznivejší zdravotný stav buka a jeho očakávaná expanzia v horských a vysokohorských podmienkach vyplýva aj z preukazne priaznivejších vlhkostných pomerov (graf 2). Zvýšená dodávka vody zo stoku po kmeni rovnomernejšie čerpanie vody koreňovou sústavou v celom fyziologicko profile pôdy znižuje riziko nadmerného vysušenia. Zásoba využiteľnej vody je pod bukom prevažne dobrá (graf 3), pod smrekom dostatočná, v suchých obdobiach nízka, v povrchových vrstvách pôdy nedostatočná.

Graf 2 Chronoizoplety vlhkosti pôdy (% hmot.) vo vegetačnom období 1998 pod smrekovým a bukovým porastom (Poľana – Hukavský grúň)



Graf 3 Zásoba využiteľnej vody v povrchovej 0 – 20 cm vrstve pôdy (Poľana – Hukavský grúň)



Podľa prevlhčenia, dĺžky prevlhčenia a stratifikácie vlhkosti pôdy (Kutílek 1971) sa v priebehu hydrologického roka vytvárajú tri intervaly vlhkosti pôdy. V zimnom a jarnom období prevláda uvidický interval (PVK-MKK) s gravitačne presakujúcou vodou pri topení snehu. Vo vegetačnom období sa striedajú dva intervaly, semiuvidický (MKK-BZD) s kapilárne pohyblivou a ľahko prístupnou vodou, v letných mesiacoch a suchých obdobiach semiaridný interval so zníženou prístupnosťou vody pre rastliny.

ZÁVER

Lesné porasty vytvárajú špecifické prostredie pre kolobeh vody. Súbor príjmových a výdajových zložiek vodnej bilancie, na ktorom sa výraznou mierou podieľa aj transformujúci vplyv lesného porastu je v značnej miere závislý od klimatických podmienok. Prírastok skleníkových plynov, ktoré absorbujú tepelné vyžarovanie Zeme a spätným vyžarovaním menia jej tepelnú bilanciu spôsobuje predovšetkým globálny rast teploty. Zvýšenie teploty a ďalšie doprevádzajúce zmeny (zvýšenie evapotranspirácie, zmena štruktúry, úhrnov a rozdelenia zrážok) sú jednou z príčin zmeny vodného režimu lesných pôd. V nižších lesných vegetačných stupňoch sa prejavuje postupným zvyšovaním výskytu hydropedologických cyklov s nedostatočnou zásobou využiteľnej vody, v podmienkach horských lesov, v období vrcholiacej vysušacej fázy, v letných mesiacoch poklesom stavu vody do kapilárne nepohyblivej a ťažko prístupnej vody pre rastliny.

Podakovanie:

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov č. 1/0635/03, 1/9207/02 1/9264/02.

LITERATÚRA

- Gregor, J., 2000: Vplyv denzity bukového porastu a reliéfu na vlhkosť pôdy. vedecké štúdie, 7/1999 A, TU Zvolen, 56 s.
- Pichler, V., 2003: Ekologicko-produkčné a environmentálne aspekty vodného režimu pôdy po zmene denzity stromovej zložky bukového ekosystému. Habilitačná práca, LF TU vo Zvolene, 142 s.
- Soroková, M., 2001: Režim vlhkosti pôdy pod lesnými porastami s rozdielnym drevinovým zložením. DP, TU Zvolen, 143 s. STŘELCOVÁ, K., 2000: Vplyv meteorologických činiteľov na transpiračný prúd a transpiráciu buka v stredohorskej oblasti Poľany. DP, LF TU Zvolen, 125 s.
- Šútor, J., 1994: Voda v zóne aerácie. III. Vodný zdroj prírodného prostredia. Zb. Voda pre život. MPH SR, VÚVH, Bratislava, s. 123-128.
- Kutílek, M., 1971: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. Vodní hospodářství 9, řada A, s. 250-256.
- Kutílek, M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL/Alfa, Praha, Bratislava, 296 s.
- Tužinský, L., 1998: Výskum vody v luvizemi dubového ekosystému vo vzťahu k atmosférickým zrážkam. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 44 (1-2), s. 87-99.
- Tužinský, L., 1999: Bilancia vody v lesných ekosystémoch. Acta facultatis Forestalis, TU Zvolen, s. 55-66.

VPLYV METEOROLOGICKÝCH ČINITEĽOV NA DYNAMIKU VLHKOSTI PÔDY A ZÁSoby VYUŽITEĽNEJ VODY V DUBOVOM EKOSYSTÉME

Meteorological Factors Effect on Soil Moisture Dynamics and Utilizable Water Supplies in Oak Ecosystem

Ladislav TUŽINSKÝ

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta TU, T. G. Masaryka 24, 960 54 Zvolen,
e-mail: tuzinsky@vsld.tuzvo.sk*

Abstrakt

Dlhoročný výskum vlhkostných pomerov v pôdach pod lesnými ekosystémami v najnižších lesných vegetačných stupňoch ukázal, že medzi najvýraznejšie faktory, ktoré rozhodujú o zdravotnom stave lesa patria hydrotermické extrémnosti. Súvisia predovšetkým s premenlivosťou poveternostných javov, ktoré sú spôsobené emisiou skleníkových plynov.

Kľúčové slová: meteorologické činitele, vlhkosť pôdy, zásoba vody, dubový ekosystém

Abstract

Long-term study of soil moisture regime under the forest ecosystems in lowest wood vegetation stages showed, among most marked factors, decisive for forest health conditions, belong to hydrothermic extremes. They primarily are connected with changeability of climatic phenomena caused by glasshouse gases emission.

Key words: meteorological factors, soil moisture, water supply, oak ecosystem

ÚVOD

Dlhoročný výskum vlhkostných pomerov v pôdach pod lesnými ekosystémami v najnižších lesných vegetačných stupňoch ukázal, že medzi najvýraznejšie faktory, ktoré rozhodujú o zdravotnom stave lesa patria hydrotermické extrémnosti. Súvisia predovšetkým s premenlivosťou poveternostných javov, ktoré sú spôsobené emisiou skleníkových plynov. Prírastok skleníkových plynov, ktoré absorbujú tepelné vyžarovanie Zeme a spätným vyžarovaním menia jej tepelnú bilanciu spôsobuje predovšetkým globálny rast teploty. Zvýšenie teploty a ďalšie doprevádzajúce zmeny (zvýšenie evapotranspirácie, zmena úhrnov, štruktúry a rozdelenia zrážok) majú podstatný podiel na zmene ekologických podmienok prostredia, vodného režimu zvlášť. V prípade dlhšie trvajúceho pôsobenia môžu dostať vegetáciu do štádia vyčerpania, kedy jej odolnosť postupne klesá a zároveň zlyhávajú aj jej obranné reakcie proti škodlivým činiteľom.

MATERIÁL A METÓDA

Výskumná plocha Čifáre sa nachádza na území LHC Čifáre, OLZ Levice, orograficky v Kozmálovských kopcoch. Klimaticky patrí do teplej oblasti s počtom 60 až 70 letných dní v roku. Priemerná ročná teplota je okolo 9°C, vo vegetačnom období okolo 16°C, ročný úhrn zrážok je 560 mm, vo vegetačnom období 290 mm (tab. 1).

Výskumná plocha sa nachádza v I. lesnom vegetačnom stupni, typologicky patrí do lvs. *Carpineto-Quercetum*. V drevinovom zložení je dub zimný [*Quercus petraea* (Mattusch.) Liebl.]

zastúpený 100 %. Priemerný vek porastu je 90 rokov (1995), zápoj 90 %, zakmenenie 0,7. Pokryvnosť krovitej, bylinnej etáže a tráv je 90 %.

Tab. 1 Základné klimatické charakteristiky

Teplota vzduchu, °C, Nový Tekov 1931 – 1960													
XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok	VO
4,7	0,1	-2,5	-1,5	4,2	10,2	15,0	18,1	20,3	19,5	15,6	9,7	9,5	16,4
Zrážky v mm, Čifáre 1931 – 1960													
57	46	38	39	35	35	53	62	56	52	33	48	554	291

Pôda je fyziologicky hlboká, smerom nadol ílovitohlinitá so strednou textúrnou diferenciáciou, veľmi kyslá, smerom nadol kyslá, v koreňovom priestore duba silno vylúhovaná, oglejená, ilimerizovaná, s malými zásobami humusu zo sprášovej hlíny, so zhoršenými vodnovzdušnými pomermi v hĺbke pod 40 cm. Bohatšie prekorenenie je do hĺbky 45 až 50 cm, ojedinele aj hlbšie. Hydrofyzikálne vlastnosti pôdy sú uvedené v tab. 2.

Priebeh okamžitej vlhkosti sa sledoval v dekádových intervaloch, gravimetricky zo vzoriek zeminy, ktoré boli odobraté do kovových vysúšaciek prostredníctvom pôdneho vrtáka, do hĺbky 100 cm, v 10 cm vrstvách, v 3 až 5 opakovaníach, alebo zo zmiešanej vzorky z 5 odberových miest. Z takto odobratých pôdnych vzoriek pôdy sa okamžitá vlhkosť určila metódou ich vysušenia pri teplote 105°C a vyjadřila sa v % hmotnosti, alebo % objemu.

Tab. 2 Hydrofyzikálne charakteristiky lesnej pôdy

Charakteristiky	Hĺbka pôdy v cm					Σ mm
	0 – 10	20 – 30	40 – 50	70 – 80	90 – 100	0 – 100
Obj.hmotnosť (g.cm ⁻³)	2,41	2,49	2,54	2,57	2,58	–
Merná hmotnosť (g.cm ⁻³)	1,31	1,40	1,45	1,49	1,52	–
Pórovitosť, %	50,3	47,8	43,5	41,8	41,6	–
MKK, % ¹	36,7	36,0	33,8	32,8	30,5	334,2
BZD, % ²	30,3	27,7	25,3	24,5	24,0	254,9
BV, % ³	11,8	11,0	10,5	10,9	11,0	109,3

¹ – maximálna kapilárna kapacita, ² – bod zníženej dostupnosti, ³ – bod vädnutia

Z hydrofyzikálnych charakteristík sa ďalej stanovili, maximálna kapilárna kapacita (MKK) podľa Nováka (in Klika a kol. 1954), bod zníženej dostupnosti (BZD) a bod vädnutia (BV) podľa Drbala (1965).

Klimatické údaje sa čerpali z pozorovacej stanice, umiestnenej na výskumnej ploche a z meteorologických staníc v Čifároch a Mochovciach (SHMÚ Bratislava).

Množstvo vody prístupné pre rastliny sa vypočítalo odpočítaním mŕtvej vody od okamžitej vlhkosti pôdy. Hranicou medzi fyziologicky prístupnou a mŕtvou vodou bol bod vädnutia (BV). Zásoba využiteľnej vody (Tab. 3) sa hodnotila podľa Kutílka (1966), ekologická klasifikácia vodného režimu podľa toho istého autora (Kutílek 1971).

Tab. 3 Zásoba využiteľnej vody (Kutílek, 1966)

Zásoba využiteľnej vody, mm			
Hĺbka pôdy 0 – 20 cm		Hĺbka pôdy 0 – 100 cm	
dobrá	> 40 mm	veľmi dobrá	> 160 mm
dostatočná	20 – 40	dobrá	130 – 160
nedostatočná	< 20	dostatočná	90 – 130
		nízka	60 – 90
		veľmi nízka	< 60

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vodný režim lesnej pôdy v Čifároch sa sleduje od roku 1980 (Tužinský 2002). Zo stanovištných faktorov, ktoré sa v najväčšej miere podieľali na vzniku a vývoji vodného režimu považujeme mikroklimu a vodno-vzdušné vlastnosti lesnej pôdy. V priebehu doterajšieho výskumu sa vystriedali teplotne a zrážkovo rozdielne hydrologické roky, vegetačné obdobia a suché obdobia spojené s výskytom vysokých teplôt vzduchu a zvýšenou spotrebou vody na evapotranspiráciu. Nepriaznivý stav v mikroklimatickom a bioklimatickom režime, ktorý sa prejavuje predovšetkým prehrievaním povrchových vrstiev pôdy je hlavnou príčinou výraznej dynamiky vlhkosti v týchto vrstvách pôdy a ich rýchleho vysušovania, ktoré sa následne prejavujú fyziologickými poruchami rastlinných spoločenstiev.

Vodno-vzdušné pomery, ako jeden z najvýznamnejších faktorov priaznivého vlhkostného stavu sú na výskumnej ploche v stredných vrstvách fyziologického profilu pôdy čiastočne zhoršené prítomnosťou iluviálneho horizontu. Nižší obsah humusu a postupná eluviácia ílových častíc spôsobujú jeho zhutňovanie. V suchých obdobiach dochádza k stvrdnutiu pôdných častíc a zvýšeniu objemovej hmotnosti, čím sa znižuje pórovitosť a klesá objem nekapilárnych pórov.

Vodný režim lesnej pôdy v tomto príspevku analyzujeme na základe rozdielnych klimatických pomerov vo vegetačných obdobiach 1992, 1995 a 1997. Vegetačné obdobie 1992 bolo v porovnaní s dlhodobým normálom teplejšie o $1,4^{\circ}\text{C}$ a zrážkovo podnormálne (67,6 %). Mimoriadne teplým ($+5,4^{\circ}\text{C}$) a suchým (17 mm) mesiacom bol august, deficit zrážok sme zaznamenali aj v septembri (13 mm = 39,4 %). Vegetačné obdobie 1995 hodnotíme ako teplotne chladnejšie o $0,7^{\circ}\text{C}$, najmä vplyvom nižších teplôt v júli ($-2,4^{\circ}\text{C}$) a septembri ($-4,2^{\circ}\text{C}$) a zrážkovo nadnormálne (147 % normálu), s výnimkou júla (15 mm = 26,7 %) s normálnym, resp. nadnormálnym mesačným úhrnom zrážok v ostatnom období vegetácie. Vo vegetačnom období 1997 bola priemerná teplota vzduchu o $0,6^{\circ}\text{C}$ nižšia, množstvo zrážok normálne (102,7 %), deficit zrážok bol v auguste (17 mm = 32,7 %) a septembri (13 mm = 39,3 %).

Z priebehu vlhkosti pôdy v povrchových vrstvách pôdy (0 – 20 cm) a v celom fyziologickom profile pôdy (0 – 100 cm) vyplýva, že na začiatku hydrologického roka je v horných horizontoch zásoba vody prevažne v oblasti medzi hydrolimitmi BZD a BV, v celom fyziologickom profile vzhľadom na normálnu stratifikáciu vlhkosti pôdy (vlhkosť s hĺbkou pôdy sa zvyšuje) v rozmedzí hydrolimitov MKK a BZD. Vo vzťahu medzi potenciálom pôdnej vody, hydrolimitmi a prístupnosťou a pohyblivosťou pôdnej vody (Kutílek 1978) to znamená, že v povrchových vrstvách pôdy sa nachádza väčšinou kapilárne ťažko pohyblivá voda so zníženou prístupnosťou pre rastliny. V hlbších horizontoch vyjadruje množstvo vody výskyt kapilárne stredne až ľahko pohyblivej vody, ktorá je pre rastliny ľahko prístupná. V prípade výraznejšieho vysušenia pôdy v letných mesiacoch a pri nedosycovaní pôdy vodou z atmosférických zrážok sa môže zásoba pôdnej vody ešte aj na začiatku hydrologického roka pohybovať v kategórii kapilárne ťažko pohyblivej vody, so zníženou prístupnosťou pre rastliny.

Vysoké zásoby vody sú v celom fyziologickom profile pôdy v zimných mesiacoch, kedy sa vlhkosť pôdy pohybuje v rozpätí uvidického (PVK – MKK) a semiuvidického intervalu (MKK – BZD). Stav vody charakterizuje v tomto období prevažne kapilárne pohyblivá a ľahko prístupná voda. Najväčšie zásoby vody sme zaznamenali v období medzi zimnými a jarnými mesiacmi. Je to spôsobené okrem infiltrácie zrážkovej vody aj dodávkou vody z rozmŕzajúcej povrchovej vrstvy pôdy. Presakujúca, gravitačná voda a kapilárne pohyblivá voda zásobujú aj hlbšie horizonty fyziologického profilu, čo vo vzťahu medzi kategóriami pôdnej vody a jej prístupnosti pre rastliny znamená postupný prechod do kategórie ľahko pohyblivej a ľahko prístupnej vody.

Intenzívny pokles vlhkosti pôdy začína najčastejšie v prvej dekáde mája. V tomto období dochádza k výraznejšiemu zvýšeniu teplôt vzduchu, čo pri vysokých zásobách pôdnej vody zároveň vytvára podmienky pre zvýšenú spotrebu vody na evapotranspiráciu. V relatívne krátkom čase dochádza k zníženiu zásoby vody z ľahko pohyblivej a ľahko prístupnej vody do stavu, ktorý predstavuje kapilárne ťažko pohyblivú vodu so zníženou prístupnosťou pre rastliny. Vysušacia fáza vrcholí v letných mesiacoch (júl, august), pri dlhšie trvajúcom suchom období sa jej trvanie predlžuje až do septembra. Zásoby pôdnej vody v tomto období kolíšu v rozmedzí medzi hydrolimitmi BZD a BV (semiaridný interval), s hraničnými hodnotami od kapilárne pohyblivej so zníženou prístupnosťou až po kapilárne nepohyblivú a ťažko prístupnú vodu pre rastliny.

Za mimoriadne nebezpečné považujeme výskyt suchých období, ktoré sa v najväčšej miere vyskytujú už v spomínanej vrcholiacej vysušacej fáze v letných mesiacoch. Výskyt dní s deficitom zrážok a vysokými dennými teplotami vzduchu je v sledovanej oblasti častý a z neho vyplývajúce vlhkostné zmeny veľmi výrazné. V prevažnej väčšine varíruje vlhkosť pôdy v týchto obdobiach v semiaridnom intervale (BZD – BV). Z fyziologického hľadiska to zároveň znamená kolísanie zásob pôdnej vody od kategórie kapilárne pohyblivej do stavu vody s kapilárne veľmi ťažko pohyblivou vodou, vo vyjadrení využiteľnej vody od dobrej zásoby (130 mm) do veľmi nízkej zásoby (< 60 mm).

Zásoba využiteľnej vody je vo vegetačnom období veľmi variabilná, s najvýraznejšími zmenami v povrchovej vrstve pôdy. Vo vegetačnom období 1992 sme v tejto vrstve zaznamenali prevažne nedostatočnú zásobu využiteľnej vody s mimoriadne nízkymi hodnotami v jeho druhej polovici. Za daného vlhkostného stavu a dĺžke jeho trvania však nedošlo k takému fyziologickému oslabeniu (vädnutiu) prízemnej vegetácie, ako by sa vzhľadom na klimatické a vlhkostné pomery predpokladalo. Za hlavný dôvod považujeme výraznú stratifikáciu vlhkosti pôdy s vyššou zásobou využiteľnej vody v hlbších horizontoch pôdy a jej dodávku do povrchových vrstiev kapilárnym vztláním. Vo vegetačnom období 1995 nedostatočná zásoba využiteľnej vody v povrchových vrstvách pôdy v druhej polovici vegetačného obdobia bola spôsobená zvýšeným výdajom vody na evapotranspiráciu, ktorá pri dobrej zásobe využiteľnej vody a vyššej teplote vzduchu dosahuje veľmi vysoké hodnoty (> 5 mm.deň⁻¹). V celom fyziologickom profile pôdy začal trvalejší pokles využiteľnej vody po suchom a teplom období v júni (15 mm). Pri deficite vody sa vyrovnáva obsah vody redukciou transpirácie, zvýšením sacej sily koreňov, zmenou ich rastu atď., pri prebytku napr. „luxusným výdajom vody“ na evapotranspiráciu (Pichler 2003).

Postupný pokles využiteľnej vody je zrejмый z jej priebehu aj vo vegetačnom období 1997. V povrchovej vrstve s výnimkou 3. dekády apríla a 1. dekády mája disponovala pôda do júna dostatočnou zásobou, od 2. dekády júna nedostatočnou zásobou využiteľnej vody. Za kritické možno označiť zásoby využiteľnej vody v auguste, kedy sa v celom fyziologickom profile pôdy znížila jej zásoba do oblasti nízkej, resp. veľmi nízkej zásoby.

Nevhodné fyzikálne a hydrologické pomery pôsobia na pokles drenážnej schopnosti pôdy. Priesak gravitačnej vody v pôde na výskumnej ploche je čiastočne redukovaný prítomnosťou zhutneného iluviálneho horizontu, čo znamená, že väčšia časť atmosférických zrážok sa zúčastňuje na kolobehu vody len v hornej polovici fyziologického profilu pôdy. Infiltráciu menšej časti pôdnej vody umožňuje množstvo trhlín, ktoré sa vytvárajú pri kontrakcii zeminy v suchom období a v trhlinách v koreňovom priestore fyziologického profilu pôdy.

K najväčšiemu zníženiu zásob využiteľnej vody dochádza v letných mesiacoch v povrchových a stredných vrstvách pôdy, v ktorých sa bezprostredne odráža vplyv teplotných a zrážkových pomerov a desukcia koreňov prízemnej vegetácie a lesných drevín. V suchých obdobiach je dynamika využiteľnej vody vo fyziologickom profile pôdy väčšinou nepriaznivá, jej zásoby sú prevažne nízke (60 – 90 mm), po dlhšie trvajúcich suchých a teplých obdobiach veľmi nízke (< 60 mm), v povrchovej vrstve pôdy (0 – 20 cm) klesá jej množstvo do oblasti nedostatočnej zásoby (< 20 mm). Bylinná a trávna vegetácia, ktorá je odkázaná na čerpanie vody z povrchových vrstiev pôdy reaguje na vlhkostné zmeny rozkolísanosťou druhového zloženia. Dreviny, ktorých koreňový systém nedovoľuje, resp. dokáže čerpať vodu z hlbších vrstiev pôdy len v obmedzenom množstve (smrek) a nepokrýva spotrebu vody na transpiráciu sa postupne fyziologicky oslabujú, dub, ktorý je najviac zastúpenou drevinou na výskumnej ploche v Čifároch má hlbšie rozvinutý koreňový systém a preto reaguje na zmeny vodného režimu pomalšie.

ZÁVER

Luvizem v Čifároch je charakteristická striedaním horizontov s rozdielnymi fyzikálnymi podmienkami. Z hydrofyzikálneho hľadiska sa jedná o iluviálny horizont, ktorý je texturálne diferencovaný, viac zhutnený a tým pre vodu menej priepustný. Charakter režimu vlhkosti pôdy okrem toho tvorený aj vplyvom lesného ekosystému veľkým variačným rozpätím. Na začiatku hydrologického roka je obsah vody vzhľadom na predchádzajúcu vysušaciu fázu prevažne nízky (okolo BZD). V ďalšom období sa vlhkosť pôdy vplyvom infiltrácie a akumulácie vody zo zrážok a zníženej evapotranspirácie postupne zvyšuje. Maximálne hodnoty dosahuje vlhkosť pôdy v období

na prelome zimných a jarných mesiacov, kedy môže dôjsť k prevlhčeniu, v horných horizontoch s prevahou gravitačnej vody.

Vo vegetačnom období sa obsah pôdnej vody postupne znižuje, v letných mesiacoch, v období vrcholiacej vysušacej fázy až k aridnému intervalu. Podľa prevlhčenia, dĺžky trvania prevlhčenia a stratifikácie vlhkosti v zimnom polroku prevláda semiuvidický interval (MK-BZD) s kapilárne pohyblivou a ľahko prístupnou vodou, na začiatku vegetačného obdobia uvidický interval s presakujúcou, prebytočnou vodou. V ďalšom priebehu vegetácie je vodný režim závislý v hlavnej miere od klimatických pomerov. V obdobiach bohatých na zrážky je režim vlhkosti priaznivý, obsah vody varíruje v rozmedzí existenčného intervalu (MKK-BV). Zásoba využiteľnej vody je dobrá, resp. dostatočná, výdaj vody na evapotranspiráciu veľmi vysoký.

Najväčšia spotreba vody je z povrchových (0 – 20 cm) a stredných (40 – 60 cm) vrstiev pôdy. V klimaticky teplých a suchých dňoch sa zásoby pôdnej vody výrazne znižujú, postupne so znižovaním evapotranspirácie sú aj zmeny obsahu vody vo fyziologickom profile pôdy miernejšie. Menej priaznivá vlhkosť pre rastliny (< 50 % MKK), ktorá začína spravidla na začiatku letných mesiacov je sprevádzaná znížením absorpcie vody koreňmi rastlín, extrémna nepriaznivá vlhkosť (< BV), ktorá sa vyskytuje po dlhšie trvajúcich suchých a teplých dňoch znamená, že rastliny sú nedostatočne zásobované vodou a hrozí im fyziologické oslabenie. Prejavuje sa výrazným znížením evapotranspirácie, asimilácie, predčasným opadom fyziologicky oslabených asimilačných orgánov. Dĺžka trvania tohto aridného intervalu závisí od frekvencie a množstva zrážok.

Podakovanie:

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov 1/0635/03, 1/9264/02, 1/9263/02 a 1/9207/02.

LITERATÚRA

- Drbal, J., 1965: Praktikum melioračního půdoznalství. SPN Praha.
- Klika, J., Novák, V., Gregor, J., 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství. ČSAV Praha, 773 ss.
- Kutílek, M., 1966: Vodohospodářská pedologie. SNTL, Praha, 275 ss.
- Kutílek, M., 1971: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. Vodní hospodářství 9, s. 250-256.
- Kutílek, M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL/Alfa, Bratislava/Praha, 275 ss.
- Pichler, V., 2003: Ekologicko-produkčné a environmentálne aspekty vodného režimu pôdy po zmene denzity stromovej zložky bukového ekosystému. Habilitačná práca, LF TU vo Zvolene, 142 ss.
- Tužinský, L., 2002: Výskum vodného režimu lesných pôd pod lesnými ekosystémami na Slovensku za obdobie 1970 – 2000. Zprávy lesnického výzkumu, svazek 47, č. 2/2002, s. 61-68.

POLYCHLOROVANÉ DIBENZO-P-DIOXINY A DIBENZOFURANY V ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH ČR

Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Czech Republic Farmland

Radim VÁCHA, Viera HORVÁTHOVÁ, Markéta VYSLOUŽILOVÁ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, Praha 5 – Zbraslav,
156 27 Praha, Česká republika, e-mail: vacha@vumop.cz*

Abstrakt

Na souboru 102 vzorků zemědělských půd, odebraných na území ČR, byla studována zátěž polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PCDD/F). Byla stanovena pozadová koncentrace uvedených látek v zemědělských půdách a byly porovnány půdy s rozdílným zdrojem zátěže PCDD/F. Bylo zjištěno, že k nejvíce zatíženým půdám se řadí fluvizemě nivních oblastí a půdy s dlouhodobou a opakovanou aplikací kalů ČOV. Půdy s imisní zátěží PCDD/F vykazují menší intenzitu zátěže, která je však charakteristická vyšším podílem toxických kongenerů.

Abstract

The set of 102 samples of agricultural soils was taken out for the study of the load of agricultural soils by polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofuranes (PCDD/F). The background value of PCDD/F in agricultural soils of Czech Republic was determined. The soils with different sources of the load of PCDD/F were compared. It was concluded that fluvisols in fluvial zones and soils with long-term sludge application are soils with the highest contents of PCDD/F. The soils affected by imission out-put show lower intensity of the load by PCDD/F which is characterised by higher content of toxic congeners.

ÚVOD

Skupina polychlorovaných dibeno-p-dioxinů a dibenzofuranů (PCDD/F), zkráceně nazývaná „dioxiny“, náleží mezi perzistentní organické polutanty, kterým je v několika posledních letech věnována zvýšená pozornost. Přispívá k tomu zejména rostoucí množství informací o zdravotních rizicích, spojených s nadměrnou expozicí PCDD/F a dále pak rozvoj analytických metod, umožňujících stanovení PCDD/F v různých maticích.

Vedle prací z oboru ekotoxikologie jsou dnes k dispozici údaje o obsahu PCDD/F v různých složkách prostředí. Půda v tomto směru není výjimkou, a to i přes skutečnost, že přestup perzistentních organických polutantů, zejména PCDD/F z půdy do rostlin, je velmi omezený. Znalost o obsahu a chování PCDD/F v prostředí, včetně pedosféry, je podmínkou k vytvoření účinného způsobu ochrany před nadměrnou expozicí těmito zdravotně rizikovými látkami.

Problematika

Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany jsou sloučeniny se třemi aromatickými jádry, na kterých může být substituováno 1 – 8 molekul chloru. Hovoříme o mono-oktasubstituovaných derivátech s tím, že sloučeniny se 4 – 8 molekulami chloru označujeme za polysubstituované. Celkově může vzniknout 75 kongenerů dibenzo-p-dioxinů a 135 kongenerů dibenzofuranů (Holoubek a kol., 2002). K hodnocení zátěže PCDD/F je využito pouze 17 nejtoxičtějších polysubstituovaných kongenerů, jejichž ekotoxikologicky odvozené faktory toxicity (0.01 – 1) se násobí zjištěnou koncentrací a celkově stanovená zátěž je vyjádřena v podobě mezinárodního toxického ekvivalentu (I-TEQ PCDD/F). V současné době preferují některá pracoviště obdobně koncipovaný přístup dle WHO.

Rizika, vyplývající z nadměrné expozice PCDD/F, souvisí s jejich bioakumulativní tendencí, danou vysokou rozpustností v tukách. Jedná se o sloučeniny poměrně stálé, udávané přetrvání v tukových tkáních živých organismů může dosáhnout až 17 let, v půdě mohou existovat od 3 do 18 let. Za nejtoxičtější z kongenerů je považován 2,3,7,8 tetrachlor-dibenzo-dioxin (TeCDD), vzhledem k jeho odolnosti vůči metabolickým přeměnám v organismu. Vysokou toxicitou jsou charakteristické všechny substituenty s polohou 2,3,7,8. Karcinogenita pro člověka je předpokládána pouze u 2,3,7,8 TeCDD, k dalším zdravotně závažným poruchám po nadměrné expozici PCDD/F náleží teratogenita (v dávkách akutně toxických pro matku), imunotoxicita, vznik chlorakné, schopnost podporovat růst nádorů aj. Pro svůj zdravotně rizikový význam jsou PCDD/F zahrnuty do seznamu Stockholmské konvence, údaje o jejich koncentracích ve složkách životního prostředí v podmínkách ČR byly zpracovány v rámci implementace Stockholmské konvence v ČR (Holoubek a kol., 2003).

PCDD/F vstupují do životního prostředí téměř výhradně antropickou činností, zejména při spalovacích procesech. Vznikají také jako vedlejší produkty chemických výrob, příkladem v České republice je stará zátěž v areálu Spolany Neratovice. Pro PCDD/F je přitom typické, že nemají žádný praktický význam a jejich produkci lze označit za nezáměrnou.

Do půdy se PCDD/F dostávají imisními spady (Jech a kol. 1999) a především pak aplikací kalů z čistíren odpadních vod (Jones, Sewart 1995, Schaecke, Pöplan 2000, Podlešáková a kol., 2000, Vácha kol. 2004) a při povodních (Holoubek a kol., 2002, Petruš a kol., 2003, Vácha a kol., 2003). Tyto sloučeniny se v půdě vyznačují velice nízkou mobilitou, nevyplavují se do spodních vod a jejich přestup do rostlin prostřednictvím kořenového systému je minimální. Ke kontaminaci rostlinných produktů dochází přímým znečištěním rostlin, například ulpěním částic kalu, půdy nebo vody s vysokým obsahem PCDD/F na povrchu rostlin, případně imisním spadem. Vstup PCDD/F do organismu člověka potravním řetězcem je přitom považován za nejvýznamnější způsob expozice lidského organismu (Holoubek, Kaláčková 1992).

Zátěž zemědělských půd České republiky PCDD/F začala být podrobněji sledována v závěru devadesátých let (Podlešáková a kol., 1999, Vácha a kol., 2001). První údaje byly získány v rámci dlouhodobého projektu, zaměřeného na sledování zátěže zemědělských půd rizikovými látkami a financovaného Ministerstvem zemědělství ČR. V současné době se kromě VÚMOP Praha zabývá sledováním PCDD/F v zemědělských půdách Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, v aktuálních případech Agentura ochrany přírody a krajiny při MŽP ČR.

Průměrné a kritické hodnoty PCDD/F v půdách byly stanoveny i ve světovém měřítku spíše ojediněle. V České republice je k dispozici Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí, který uvádí hodnotu A (považována za hranici požadovou) 1 ng.kg^{-1} , hodnotu B (průměr hodnoty A a C) 100 ng.kg^{-1} a hodnotu C (asanační) pro obytnou zónu 500 ng.kg^{-1} , rekreační zónu $1\,000 \text{ ng.kg}^{-1}$ a průmyslovou zónu $10\,000 \text{ ng.kg}^{-1}$. Německé asanační hodnoty uvádějí koncentraci 100 ng.kg^{-1} pro dětská hřiště, $1\,000 \text{ ng.kg}^{-1}$ pro obytné a rekreační plochy a $10\,000 \text{ ng.kg}^{-1}$ pro plochy průmyslové.

V evropských zemích je udáváná limitní koncentrace PCDD/F v půdě pro zemědělské účely např. v Holandsku 10 ng.kg^{-1} , v Německu návrh Schulze (1993) předpokládá zemědělské využití půdy bez jakékoliv další kontroly při koncentraci 5 ng.kg^{-1} , zemědělské a zahradnické využití s kontrolou při koncentracích od $5 - 40 \text{ ng.kg}^{-1}$ a omezené zemědělské využití, při němž dochází jen k minimálnímu přechodu dioxinů, při koncentracích od $40 - 400 \text{ ng.kg}^{-1}$. Ve Švýcarsku byla stanovena koncentrace 20 ng.kg^{-1} jako indikační hodnota pro zemědělskou výrobu. V České republice byla našim pracovištěm pro účely novelizace vyhlášky 13/1994 Sb. navržena preventivní hodnota (horní hranice pozadí) a to 1 ng.kg^{-1} (Sánka a kol., 2002).

MATERIÁL A METODY

Bylo odebráno 102 vzorků půd z území ČR. Výběr lokalit byl proveden v závislosti na způsobu zátěže půdy PCDD/F nebo na terénních charakteristikách stanoviště. Byly tak vytvořeny malé soubory lokalit, se zátěží průmyslovou (oblasti průmyslových center), imisní (oblasti imisních regionů), fluvální (fluvizemě v inundačních pásmech vodních toků), z aplikací kalů ČOV, ale také soubory lokalit z horských poloh, otevřené zemědělské krajiny a zemědělské krajiny v těsné blízkosti obcí.

Vzorky půd byly odebrány z humusového horizontu orných půd a z drnových horizontů půd travních porostů z hloubky $5 - 20 \text{ cm}$, do uzavíratelných skleněných nádob, které byly po transportu

zamrazeny až do vlastního zpracování v laboratoři, při teplotě -18 stupňů Celsia. Byl určen půdní typ a subtyp, půdní druh a stanovena hodnota pH a Corg.

Obsahy PCDD/F byly analyzovány v extraktech vzorků zemin na vysoko rozlišujícím hmotnostním spektrometru (Ultima 2). Přesnost výsledků je udávána s odchylkou 20 % výsledné hodnoty se započítáním detekčního limitu. Podrobně je analytický postup popsán v práci Jecha a kol (1999). Stanovení PCDD/F provedla na zakázku akreditovaná laboratoř.

Ze získaných výsledků byla stanovena hodnota sumy obsahů sledovaných kongenerů PCDD/F a vypočtena hodnota mezinárodního toxického ekvivalentu (I-TEQ). Přehled sledovaných kongenerů PCDD/F uvádí tab. 1. Vlastní hodnocení zátěže půd sledovaných lokalit bylo provedeno s využitím základních statistických metod.

Tab. 1 *Přehled sledovaných kongenerů*

PCDD	PCDF
2,3,7,8 TeCDD, 1,2,3,7,8 PeCDD, 1,2,3,4,7,8 HxCDD, 1,2,3,6,7,8 HxCDD, 1,2,3,7,8,9 HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8 HpCDD, OCDD	2,3,7,8 TeCDF, 1,2,3,7,8 PeCDF, 2,3,4,7,8 PeCDF, 1,2,3,4,7,8 HxCDF, 1,2,3,6,7,8 HxCDF, 1,2,3,7,8,9 HxCDF, 2,3,4,6,7,8 HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8 HpCDF, 1,2,3,4,7,8,9 HpCDF, OCDF PCB 189, PCB 170, PCB 180

VÝSLEDKY

Ze souboru 102 odebraných vzorků byla stanovena horní hranice pozadí I-TEQ PCDD/F pro zemědělské půdy České republiky jako 1 ng.kg^{-1} , tato hodnota je v souladu i s metodickým pokynem MŽP ČR.

Z hlediska obsahů PCDD/F v půdách, přepočtených na hodnoty mezinárodního toxického koeficientu (I-TEQ PCDD/F), jsme hodnoty v souboru rozdělili do tří koncentračních úrovní, charakterizovaných následně:

- 0.4 ng.kg^{-1} skupina půd z převážně čistých oblastí, místy i s výskytem průmyslu
- $0.5 - 1.5 \text{ ng.kg}^{-1}$ skupina půd z oblastí se smíšenou zátěží a oblastí horských poloh
- $1.6 - 14 \text{ ng.kg}^{-1}$ skupina půd s výraznou fluvialní zátěží (inundační pásma vodních toků), výraznou imisní zátěží a půdy s dlouhodobou aplikací kalů ČOV.

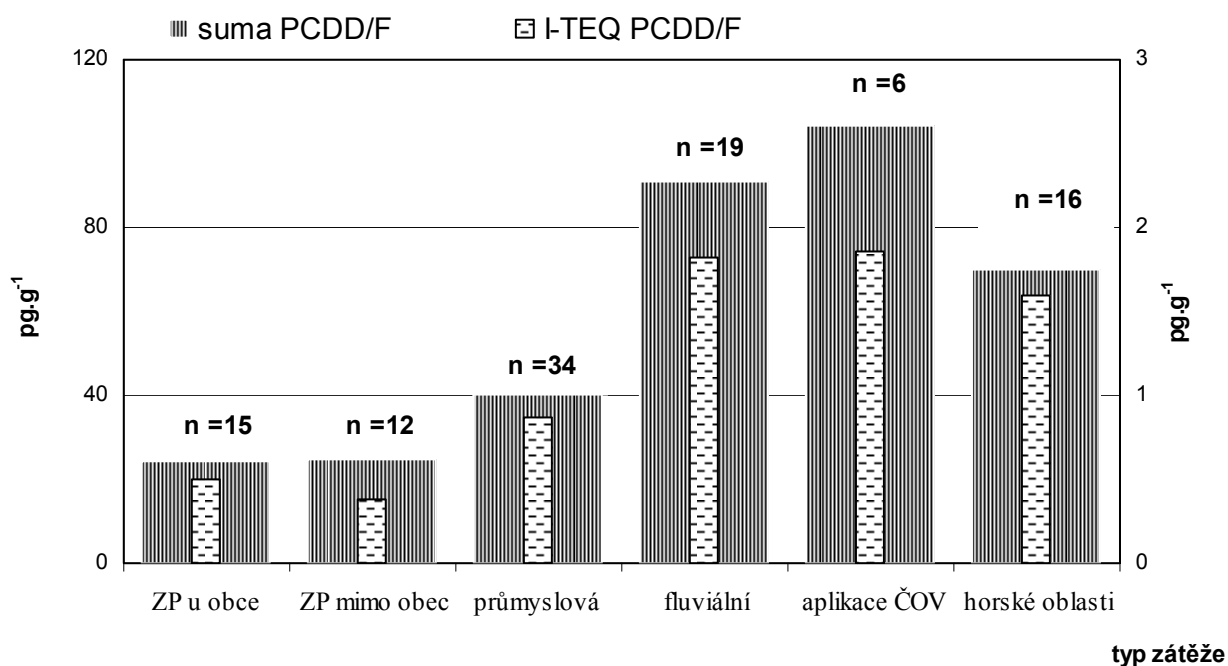
Šetřením půd lokalit s různým typem zátěže bylo zjištěno, že k nejvíce znečištěným půdám PCDD/F, ale také ostatními POP a RP, náleží fluvizemě v inundačních pásmech vodních toků (Vácha a kol., 2003). Přitom výrazný nárůst zátěže byla detekován v pásmech fluvizemí za městskými aglomeracemi po proudu toku, a to nejenom aglomeracemi s výrazným výskytem průmyslu. Také ve fluvizemích za obcemi střední velikosti (úroveň okresních měst), byla zjištěna zvýšená zátěž PCDD/F, která zřejmě souvisí s vypouštěním komunálních odpadních vod, a to i přes rostoucí počet čistíren odpadních vod. Hodnoty mediánů I-TEQ PCDD/F a sumy PCDD/F pro jednotlivé skupiny půd s různou zátěží jsou prezentovány v grafu 1.

Na stejné úrovni jako u fluvizemí se pohybuje hodnota I-TEQ PCDD/F v půdách s dlouhodobou aplikací kalů ČOV, bylo udáno více než 10-ti leté opakované zapravení kalů ČOV do půdy.

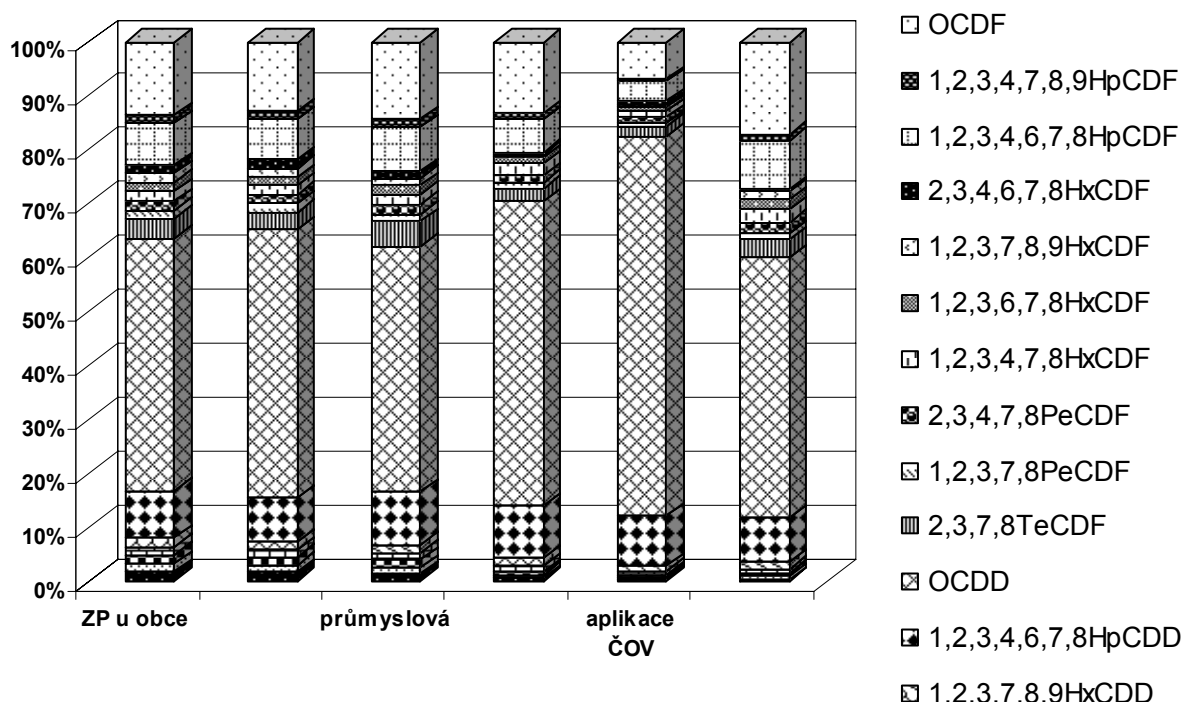
Nad horní hranicí pozadové hodnoty leží také I-TEQ z půd horských poloh. Přitom zvýšené hodnoty I-TEQ byly lokalizovány nejenom v oblastech imisně více zatížených, jakými jsou horská pásma na severu republiky (Krušné hory, Krkonoše, Orlické hory), ale i v oblasti relativně čisté Šumavy. Efekt dálkového přenosu imisí se projevuje i v nižších hodnotách I-TEQ PCDD/F v půdách oblastí blízkých průmyslu, oproti polohám horským.

Nejnižší hodnoty zátěže půd PCDD/F byly zjištěny v otevřené zemědělské krajině, vzorky půd odebrané v těsné blízkosti venkovských obcí vykazují pouze mírný nárůst hodnot I-TEQ PCDD/F.

Graf 1 Suma PCDD/F a I-TEQ PCDD/F v půdách dle typu zátěže



Graf 2 Profily zátěže půd PCDD/F dle typu zátěže



Zastoupení jednotlivých kongenerů v profilu zátěže půd může být využito k lokalizaci zdrojů eventuální kontaminace prostředí (Holoubek a kol., 2003). Graf 2 uvádí zastoupení kongenerů v profilu zátěže půd pro jednotlivé skupiny půd, hodnoty jsou vypočtené z mediánů. Z grafu je patrné, že v případě půd s aplikací kalů nejvýrazněji dominuje obsah octachlorovaných dibenzodioxinů (OCDD), na úkor ostatních kongenerů. Protože tato skupina kongenerů vykazuje nižší stanovené hodnoty toxicity, můžeme i v grafu 1 pozorovat u půd s aplikací kalů ČOV nejširší poměr mezi sumou PCDD/F a hodnotou I-TEQ PCDD/F. Podobnou shodu pozorujeme i u půd se zátěží fluvální.

Oproti tomu, půdy se zátěží imisní vykazují nejmenší podíl zastoupení OCDD a jsou charakteristické zastoupením vyššího podílu ostatních kongenerů, to se projevuje i na růstu toxicity, v grafu 1 můžeme

pozorovat nejužší poměr hodnot sumy a I-TEQ PCDD/F u půd z oblasti horských poloh a průmyslových oblastí. Také u zemědělských půd, odebraných v těsné blízkosti venkovských obcí pozorujeme obdobný trend, ve srovnání s půdami odebranými v otevřené krajině, z toho lze usuzovat na dopad imisní zátěže v těsné blízkosti obcí. Z uvedeného je možné vyvodit závěr, že kvalitativně vykazuje imisní zátěž vyšší zdravotní riziko, ve srovnání se zátěží fluvální a s aplikací kalů ČOV.

ZÁVĚR

Naši snahou bylo již v předchozích pracích (Vácha a kol., 2000) porovnat zátěž PCDD/F se zátěží ostatními sloučeninami ze skupiny perzistentních organických polutantů, kdy by mohla být některá finančně méně náročná stanovení využita jako indikační pro přítomnost zvýšených obsahů PCDD/F. Velmi nízká závislost však byla zjištěna nejenom mezi hodnotami PCDD/F a sumou PAU v půdě, ale také mezi hodnotami PCDD/F a sumou obsahu PCB₆ (šest základních kongenerů PCB). Těsnější závislosti, avšak s občasným výskytem výrazných odchylek, byly pozorovány mezi hodnotami I-TEQ PCDD/F a hodnotami I-TEQ PCB, kdy hodnoty pro PCB byly vypočteny ze 14 toxických kongenerů PCB, jejichž laboratorní analýza se již ekonomicky blíží stanovení PCDD/F.

Na základě provedených sledování obsahů PCDD/F v zemědělských půdách ČR bylo zjištěno, že celková zátěž nepřekračuje průměrné hodnoty, které uvádějí ostatní evropské země, pozadová hodnota pro I-TEQ PCDD/F byla stanovena jako 1 ng.kg⁻¹.

Mezi půdy nejvíce ohrožené zvýšenými obsahy PCDD/F patří fluvizemě v inundačních pásmech vodních toků a půdy s dlouhodobou opakovanou aplikací kalů ČOV. U imisní zátěže byla pozorována vyšší toxicita, vyplývající ze zastoupení širšího spektra jednotlivých kongenerů, intenzita zátěže je však u těchto půd zpravidla výrazně nižší.

LITERATURA

- Holoubek, I., Kaláčková, L. (1992): Osud toxických PCDDs/Fs v prvotních složkách ŽP z hlediska omezení jejich vstupu do potr. řetězce, TOCOEN REPORT No 81, MU Brno, 28 s.
- Holoubek, I., Čupr, P., Škarek, M., Černá, M., Sánka, M. (2002): Shrnutí měření kontaminace okolí Spolany Neratovice polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny, dibenzofurany a bifenylly po povodních 2002. TOCOEN, s. r. o. Brno. TOCOEN REPORT No. 236, prosinec 2002, 62 s.
- Holoubek I. et al. (2003): Národní inventura perzistentních organických polutantů v České republice. Project GF/CEH/01/003 Enabling activities to facilitate early action on the implementation of the Stockholm Convention on Persistent organic pollutants (POPs) in the Czech Republic. TOCOEN REPORT No. 249.
- Jech, L. et al. (1999): Studie výskytu perzistentních organických polutantů v ovzduší a jejich depozice na území České republiky (Závěrečná zpráva VaV 520/6/99.) Vrané nad Vltavou: AXYS Varilab.
- Jones, K.C., Sewart, A. P. (1995): Dioxin and furans in sewage sludges. Report of a project commissioned by the DOE and UHWIR. Institute of Environmental and Biological Sciences. 95 p.
- MŽP ČR. Vyhláška ministerstva životního prostředí, upravující některé podrobnosti zemědělského půdního fondu č. 13/1994 Sb.
- Petruš, J. a kol. (2003): Monitoring kontaminace půd (sedimentů) ČR po srpnových povodních v r. 2002. Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR, závěrečná zpráva projektu, Brno, 2003.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2000): Zatížení zemědělských půd polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany. Rostl. Výr., 46: 349 - 354.
- Sánka, M., Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R., Beneš, S. (2002): Vypracování limitních hodnot koncentrací rizikových prvků a perzistentních organických polutantů v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity rostlinné produkce. Zpráva Ministerstva životního prostředí České republiky, 2002, 60 s.
- Schaecke, B., Pöplan, R. (2000): Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleibt von kommunalen Klärschlamm in Mecklenburg – Pommern. Mitteilungen des Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 93: 323 – 326.
- Vácha R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O. (2001): Stav zátěže zemědělských půd perzistentními organickými polutanty. Chemické listy, 95, 2001(10): 590 – 593.
- Vácha, R., Poláček, O., Horváthová, V. (2003): State of contamination of agricultural soils after floods in August 2002. PLANT SOIL ENVIRON., 49, 2003 (7): 307 – 313.
- Vácha R., Poláček O., Horváthová V. (2003): Zemědělské využití půd nívních oblastí z pohledu hygieny půdy, 9. Pedologické dny 2003, Ochrana a využití půdy v nívních oblastech, Velké Bílovice, září 2003, sborník referátů, s. 42 – 48.
- Vácha, R., Horváthová, V., Vysloužilová, M. (2004): The application of sludge on agriculturally used soils and problem of persistent organic pollutants. PLANT SOIL ENVIRON., v tisku.

MOŽNOSTI INDIKACE A PROJEKCE DEGRADAČNÍCH PARAMETRŮ U TĚŽKÝCH A ZHUTNĚLÝCH PŮD

Possibilities of Identification and Projection of Degradation Parameters for Heavy and Compacted Soil

Radka VÁCHALOVÁ, Jan VÁCHAL, Jan HORÁČEK

*Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Studentská 19,
370 05 České Budějovice, Katedra obecné produkce rostlinné*

Abstrakt

Kvalita zemědělského půdního fondu (ZPF) měřena prostřednictvím BPEJ dosahuje průměrné hodnoty výnosnosti 42,2 bodů (rozpětí 6 – 100 bodů). Zhruba 60 % ZPF je na půdách méně až málo úrodných. Problémem zemědělského obhospodařování půd je řada degradačních parametrů jako např. skeletovitost, narušení vodního režimu, nepříznivé fyzikální a chemické vlastnosti a v neposlední řadě narušení půdní struktury – zhutnění. Zhutněním je v ČR ohroženo kolem 30 – 50 % všech zemědělských půd, a to převážně utužením technogenním, způsobeným zejména neúměrnými vstupy (chemického, mechanizačního ale i pesticidního charakteru). V příspěvku jsou uvedena teoretická východiska problematiky, popsán postup stanovení stupně dispozice půd ke zhutnění a stavby, charakterizována nově navržená polní indikační metoda (mobilní penetrometrická metoda) s vyústěním do prostorově vertikální projekce v půdním profilu. Uvedeny jsou zásady a možné způsoby eliminace tohoto degradačního parametru.

Klíčová slova: degradace půd, zhutnění půd, prostorově vertikální projekce

Abstract

Quality agricultural land resources (ALR) assessing by means of Land Evaluation Ecological Unit reaches average rate of profit 42,2 point (range 6 – 100 points). Roughly 60 % ALR is good for soil less as far as little fertile. Problems agricultural maintenance soil is set of degradation parameters e.g. skeleton presence, water regimes interfering, unfavourable physical and chemistry properties and last but not least soil structure deterioration – compaction. By compaction in Czech Republic there is affected about 30 – 50 % of all agricultural soil, namely largely technogenic cementation, involved especially by disproportionate input of chemical, mechanization and cultivated character. In the contribution there are introduced theoretic issue problems, also described procedure of rate assessment for soil disposal to compaction and composition. Also a newly field indication method (mobile penetrometric method) resulting into spatial vertical projection in soil profile is characterized. Principles and possible ways of degradation parameter elimination are introduced.

Key words: soil degradation, soil compaction, spatial vertical projection

ÚVOD

Pojem zhutnění má dva základní obsahy:

- a) **obsah morfologický**, jehož výrazem je zvýšení objemové hmotnosti, deformace systému pórovitosti a změny v její kvalitě;
- b) **obsah ekologický**, odrážející se v účincích zhutnění na transportní procesy a pochody důležité pro zásobování rostlin živinami, vodou a kyslíkem. Narušené systémy transportu vody a kyslíku prodlužují stresové stavy rostlin a snižují výnos.

Z hlediska rovnováhy strukturotvorných a destrukčních procesů rozlišujeme podle intenzity: **zhutnění strukturální**, při němž dochází k přiblížení agregátů při zachování jejich prvků za současného snížení a přerozdělení pórovitosti a zvýšení objemové hmotnosti. Půda v tomto stupni zhutnění je schopna vratných regeneračních procesů. Vyšším stupněm je **zhutnění mikrostrukturální**, při němž dochází k silnému přiblížení agregátů za jejich současné destrukce včetně mikroagregátů a tvorby nestrukturní matrix. Tento stupeň zhutnění nedává prakticky možnost samovolné regenerace struktury a půda vyžaduje realizaci zúrodňovacího zásahu.

Různé způsoby uspořádání půdních makroagregátů i mikroagregátů je schematicky znázorněno na obr. 1: **varianta A** – hrubé agregáty (makroagregáty) jsou bez směrové orientace a odděleny od sebe jsou síťovým trhlín. V rámci každého makroagregátu se nacházejí mikroagregáty (jíl, skelet) spojené elementárními vazbami. Mikroagregáty jsou rovněž bez směrové orientace, **varianta B** – vyskytuje se zde obdobná půdní anatomie jako u varianty A, pouze mikroagregáty vyznačují horizontální směrovou orientaci, **varianta C** – půdní anatomie je přibližně shodná s variantou A, pouze makroagregáty vykazují horizontální směrovou orientaci. Varianty B, C se nejčastěji vyskytují v kombinaci zhutnění strukturálního (pokles pórovitosti- objem pórů s obsahem vody a vzduchu) a koalescence (spojení hrudek jedněch s druhými původně individuálními). Oba tyto stupně deformace jsou eventuálně reverzibilní vlivem klimatických změn a následného zpracování půdy.

Obr. 1 Různé způsoby uspořádání půdních makroagregátů i mikroagregátů

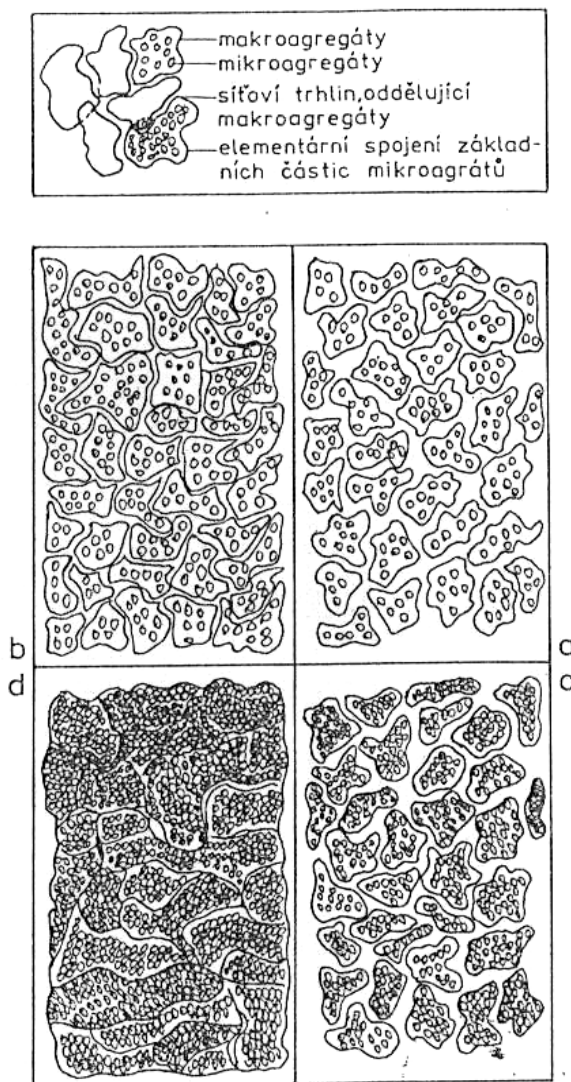


Schéma půdní struktury v různých stupních zhutnění (a – nezhutnělá, strukturní půda, b, c strukturální zhutnění, d – mikrostrukturální zhutnění).

Varianta D – makroagregáty a mikroagregáty vykazují směrovou horizontální orientaci. Jedná se o texturální (mikrostrukturální) zhutňování, které způsobuje modifikaci elementárních seskupení, a které je jen obtížně reverzibilní. Tento stupeň vyžaduje nákladná a komplexní zúrodňovací opatření.

Kritéria škodlivosti zhutnění půd

Zhutněním půdy se zhorší především fyzikální vlastnosti půdy. To je příčinou zhoršení ostatních režimů, rozhodujících o produkčních i mimoprodukčních funkcích půdy. Vyjdeme-li z pórovitosti jako základního a nejvíce prověřovaného kritéria, lze odvodit i zpřesnění ostatních kritérií, a to pro jednotlivé půdní druhy, jak je uvedeno v tab. 1. Jednotlivá kritéria se mohou na základě vzájemných vztahů, i navzájem zastupovat.

Tab. 1 *Mezní hodnoty kritických vlastností zhutněných půd (Lhotský, Váchal, 1987, 1997)*

Kritická vlastnost	Půdní druh
	J JV, JH H PH HP P
Pórovitost v % obj.	< 48 < 47 < 45 < 42 < 40 < 38
Objemová hmotnost redukovaná v g.cm ⁻³	> 1,35 > 1,40 > 1,45 > 1,55 > 1,60 > 1,70
Penetrometrický odpor půdy v Mpa x/ - při vlhkosti % hm.	2,8 – 3,2 3,7 – 4,2 5,5 6,0 3,2 – 3,7 4,5 – 5,0 28 – 24 24– 20 18– 16 13 – 15 12 10
Minimální vzdušnost = obj. xx/	< 10 < 10 < 10 < 10 < 10 < 10
<i>Pomocní ukazatelé</i>	
Maximální kapilární vodní kapacita v % obj.	> 35 > 35 > 35 - - -
Index plasticity	> 25 > 25 > 25 - - -
Obsah jílu (pod 0,001 mm) v %	> 30 > 30 - - - -

Návrh pracovního postupu k vymezení příčin poklesu přirozené infiltrační schopnosti půd

- Posouzení odvodněného pozemku z hlediska vnějších indikátorů poruch v půdní struktuře a prostupnosti půd – zařazení pozemků do dvou kategorií (ano – ne).
1. Stanovení stupně dispozice pozemku z hlediska možných poruch v půdní struktuře a stavbě (využití „Bonitace půdního fondu“ – zařazení pozemků do třech kategorií naléhavosti řešení).
2. Doplnkové posouzení pozemku z hlediska náchylnosti k degradaci drenážní schopnosti (základem je objem a vztah pórů kapilárních k celkové pórovitosti). Zařazení pozemků do čtyř kategorií naléhavosti řešení (především u odvodněných pozemků).
- Odběr fyzikálních vzorků na pozemku (odběr je určen podle lokalizace BPEJ – stupeň homogenity) s určením dvou kategorií překročení limitních hodnot pro kritické fyzikální ukazatele (viz. tab. 1):
 - Základní – objemová hmotnost (g.cm⁻³), minimální vzdušnost (% obj.), celková pórovitost (% obj.);
 - Pomocné – MKVK (% obj.), index plasticity, obsah jílu (0,001 mm) %.
- Penetrometrický průzkum pozemku, stanovení horizontálního a vertikálního stupně zhutnění, zařazení pozemků do třech kategorií naléhavosti řešení.

Poznámka: v případě, kdy vnější indikátory zhutnění jsou výrazné, provádí se po bodech a), b) 1-penetrometrický průzkum a pouze v případě rozdílných výsledků bod c) – odběr fyzikálních vzorků.

Dispozice k degradaci půdní struktury a stavby (utuženost půd – zhutnění)

K základní kategorizaci půd náchylných ke zhutnění poslouží rozdělení půdního fondu na HPJ, t.j. do tří stupňů naléhavosti se roztřídí ty HPJ, u nichž je reálné nebezpečí zhutnění nebo jde o půdy těžké.

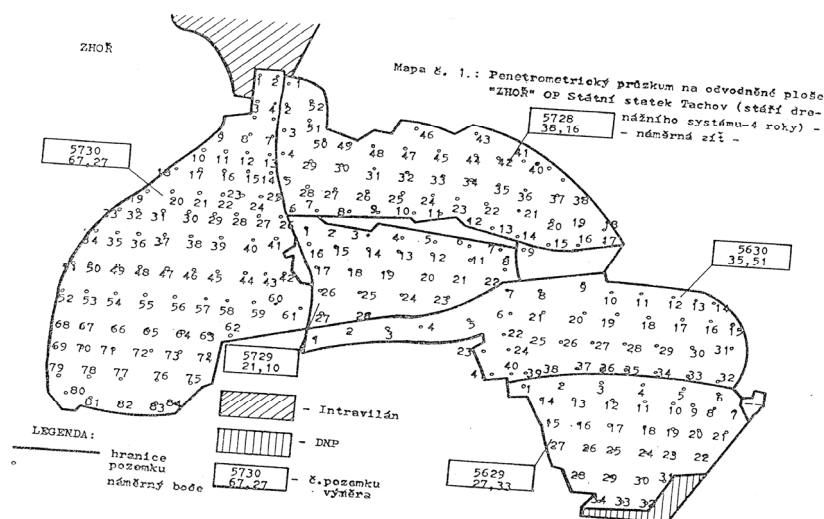
Orientační zařazení do stupňů naléhavosti (intenzity) dle hlavních půdních jednotek (dle bonitace)

- III. stupeň naléhavosti (největší intenzity): HPJ 07, 20, 53, 54, 59, 61, 63, 64 – 76
II. stupeň naléhavosti (střední intenzity): 06, 08, 09, 10, 11, 12, 14, 15, 19, 23, 24, 26, 33, 42 – 49, 57, 60, 02
I. stupeň naléhavosti: 01, 02, 03, 05, 19, 18, 25, 28, 29, 30, 56, 58

Zásady metodického postupu penetrometrického průzkumu

- a) Rozdělení vyšetřovaného pozemku (honu, bloku) do sítě měrných stanovišť, jejichž vzdálenost se řídí homogenitou či heterogenitou pozemku půdy. Účelem měření (orientační měření, předprojektová příprava, vlastní projekce, odvodnění či neodvodněný pozemek) je stanovení stupně zhoršení drenážní schopnosti půdy. Vzdálenost měřících stanovišť se podle těchto kritérií pohybuje od 10 m – Mapa 1.
- b) Vlastní měření – počet vpichů na jednom stanovišti se opět řídí homogenitou půdy (3 – 5 vpichů na 1 stanoviště).
- c) Vyhodnocení penetrogramů (vynesení průměrného penetrogramu pro každé stanoviště, Mapa 1).
- d) Konstrukce mapy plošného rozšíření škodlivého zhutnění (z průměrných penetrogramů pro každé stanoviště se odečtou odpory odpovídající určité hloubce a zanesou se na příslušné stanoviště měrné sítě, to se provede pro každou sledovanou hloubku zvlášť, zpravidla pro 0,3 m, 0,5 m a 0,7 m). V takto vzniklých třech mapových podkladech se vyznačí stanoviště (Mapa 2), kde ve sledované hloubce odpor půdy překračuje kritickou hodnotu (tab. 1). Tato stanoviště se spojí čarou, která tak vymezení část pozemku se škodlivým zhutněním v udané hloubce. Totéž se provede pro ostatní sledované hloubky, čímž vznikne i hloubka zhutnění. Soutiskem tří mapek škodlivého zhutnění ve třech hloubkách vznikne mapa plošného rozšíření škodlivého zhutnění ve vegetačním profilu (Mapa 3). V případě řešení rekonstrukce drenáže se do této mapy vyznačí realizovaný odvodňovací systém.
- e) Na základě získaných údajů a mapy zhutnění se určí dva základní parametry zúrodňovacího zásahu: žádoucí hloubku (intenzita – vertikální parametr) a která část pozemku vyžaduje řešení (horizontální parametr – rozsah).
- f) Pro objektivnější posouzení získaných údajů z penetrometrického měření se provede posouzení syntetické mapy s vymezením půdních představitelů nejvíce ohrožených nedostatečností nebo druhotnou degradací drenážní schopnosti (využití bonitace – BPEJ).

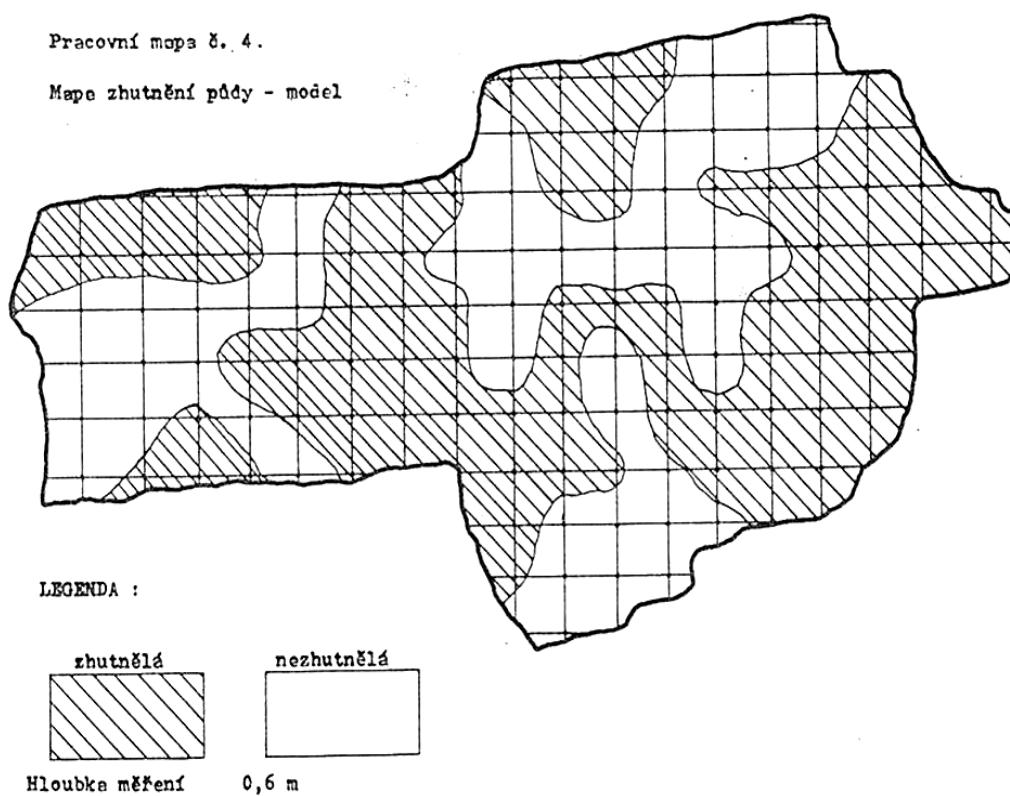
Mapa 1 Vynesení průměrného penetrogramu pro každé stanoviště



Mapa 2 Zhutnění půdy - model

Pracovní mapa č. 4.

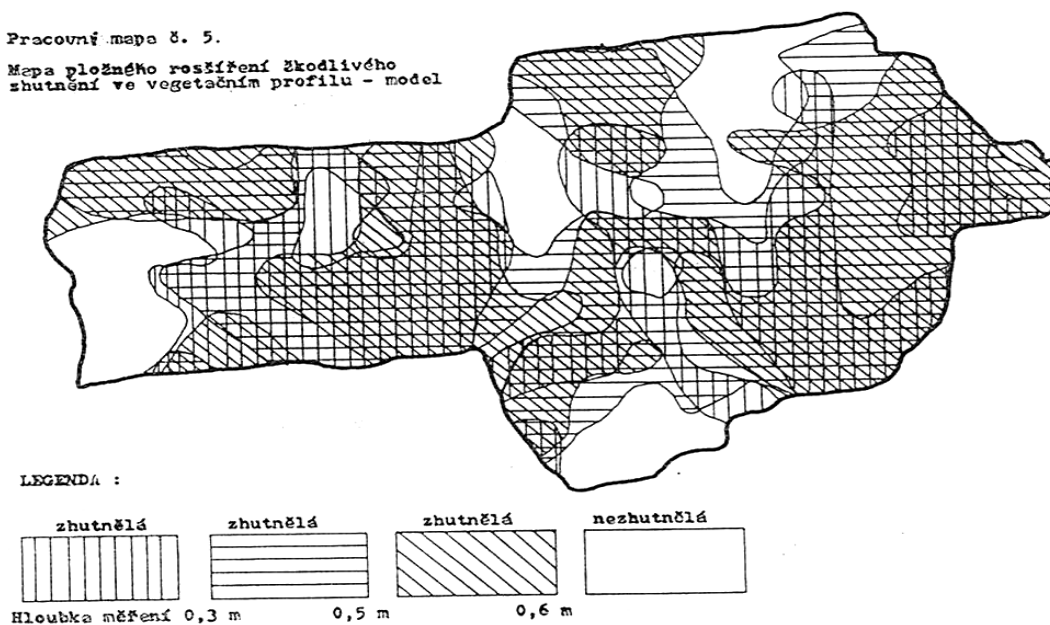
Mapa zhutnění půdy - model



Mapa 3 Plošné rozšíření škodlivého zhutnění ve vegetačním profilu

Pracovní mapa č. 5.

Mapa plošného rozšíření škodlivého zhutnění ve vegetačním profilu - model



ZÁVĚR

Využití BPEJ v kombinaci s penetrometrickou metodou při indikaci a interpretaci deficitních faktorů těžkých a druhotně zhutnělých půd se ukazuje jako perspektivní. V současné době není věnována problematice půdní struktury a stavby taková pozornost, jakou by si tento významný úrodnostní, ale

i ekologicko-ochranářský faktor zasluhoval. Tolik diskutovaná problematika retence a akumulace vody v krajině není řešitelná bez soustavné a trvalé péče o infiltrační schopnost našich půd, zejména v úrodnějších oblastech. Rovněž vymezování rizikových oblastí na základě infiltrační schopnosti našich půd z hlediska ochrany podzemních vod s touto problematikou úzce souvisí. V příspěvku je uveden jeden z možných přístupů k řešení uvedené problematiky přispívající k poznání dějů a procesů v půdním profilu se odehrávající a výrazným způsobem limitující úrodnostní parametry.

LITERATURA

- Ehrlich, P. Chábera, V. Váchal, J. *Využití penetrometrických metod pro průzkum a projektování zúrodnovacích opatření*. Metodika 2/1987. VÚMOP, Praha 1987, s.60.
- Váchalová, R.: Implementace GIS v procesu zpracování pozemkových úprav, SVOČ, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta 2001.
- Váchalová, R., Váchal, J., Škoda, S.: *Ochrana půdy – fenomén setrvalého zemědělství*. Mezinárodní konference v rámci výstavy Ekostyl 2002. Sborník abstraktů Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta 2002, č. 54 – 61.

EXTREME SOIL MOISTURE REGIME AS REASON AND/OR CONSEQUENCE OF SOIL DEGRADATION PROCESSES

Vplyv extrémneho vlhového režimu ako príčina alebo dôsledok pôdných degradačných procesov

György VÁRALLYAY

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15. Hungary, e-mail: g.varallyay@rissac.hu

Abstract

The most important “life quality criteria” (healthy and good quality food; clean water; a pleasant environment) are closely related to rational land use and the sustainable management of land resources which have great significance both in the national economy and in environment protection. In the present paper the various soil functions are summarized, emphasizing the particular importance of soil multifunctionality in sustainable agricultural development. The main limiting factors of this multifunctionality are briefly analysed on various scales (global, continental, regional, national). The main ecological constraints of the (relatively) favourable conditions for efficient rainfed biomass production in the Carpathian Basin are: 1) soil degradation processes, 2) extreme moisture regime, 3) unfavourable biogeochemical cycles of elements (plant nutrients and pollutants). The extreme moisture regime is the unfavourable consequence of: a) high spatial and temporal variability of climatic conditions, especially atmospheric precipitation; b) heterogeneous macro-, meso- and micro-relief; c) unfavourable physical – hydrophysical properties of soils. On the basis of a comprehensive soil – water assessment conclusions are drawn on the possibilities of a rational soil moisture control. Because most of the unfavourable ecological constraints (are reasons and/or consequences of) are related to soil moisture regime, its efficient regulation is a successful environment protection measure, as well. The control can be efficient only on the basis of comprehensive risk assessments, impact analyses and exact prognoses. These have to be the main research priorities in the future!

Key words: soil, moisture regime, degradation processes

Abstrakt

Najdôležitejšie „kritéria kvality života“ (zdravé a vysoko kvalitné potraviny, čistá voda a príjemné životné prostredie) majú úzky vzťah k racionálnemu využívaniu pôdy a trvale udržateľnému obhospodarovaniu pôdných zdrojov, ktoré majú veľký význam ako pre národné hospodárstvo, tak aj pre ochranu životného prostredia. V našom príspevku sa sumarizujú rôzne pôdne funkcie, ktoré zdôrazňujú zvláštny význam multifunkčnosti pôdy pri rozvíjaní trvalo udržateľného poľnohospodárstva. Hlavné limitujúce faktory tejto multifunkčnosti sú stručne analyzované v rôznych mierkach (globálne, v rámci kontinentu, regionálne a celoštátne). Hlavnými ekologickými problémami (relatívne) priaznivých podmienok efektívnej produkcie biomasy umožnenej vlhovými podmienkami v Karpatskej kotline sú: 1) procesy degradácie pôdy, 2) extrémny vlhový režim, 3) nepriaznivé biochemické cykly prvkov (rastlinné živiny a polutanty). Extrémny vlhový režim je nepriaznivý v dôsledku: a) vysokej priestorovej a teplotnej variability klimatických podmienok, najmä atmosférických zrážok, b) heterogénneho makro- mezo- a mikroreliefu, c) nepriaznivých fyzikálnych – hydrofyzikálnych vlastností pôd. Na základe záverov celkového hodnotenia pôdnej vody sa odvodzujú možnosti racionálneho riadenia vlhového režimu pôdy. Pretože väčšina nepriaznivých ekologických podmienok (sú príčinou a/alebo dôsledkom) sa vzťahuje k pôdnemu vlhovému režimu, jeho efektívna regulácia je tiež mierou úspešnej ochrany životného prostredia. Toto riadenie vlhového režimu môže

byť efektívne iba na základe všestranného hodnotenia rizík, analýz dopadov a presných prognóz. Toto by mali byť priority pre budúcnosť!

Kľúčové slová: pôda, vlhový režim, degradačné procesy

INTRODUCTION

The most important “**life quality criteria**” are:

- food security (healthy and good quality food);
- clean water;
- a pleasant environment.

All three are closely related to **rational land use and the sustainable management of land resources** (Várallyay, 2000a). **Sustainable development** is the management and conservation of the natural resource base and the orientation of technological and institutional change in such a manner as to ensure the attainment and continued satisfaction of human needs for present and future generations. **Sustainable agricultural development** includes efficient *biomass production* for food, fodder, industrial raw material and alternative energy, using environment-friendly, energy- and material saving technologies paying special attention to quality, and a socially acceptable rural development, simultaneously (Várallyay, 2003). The key element of this **development** is the **rational use and conservation of soil resources and ecosystems** (the geological strata – soil – water – biota – plant – near surface atmosphere continuum), maintaining their favourable „quality” and their desirable **multifunctionality**.

Significance of soils and their functions

Land (soil – water – near surface atmosphere continuum, with its geology, relief and biota) represents a considerable part of the **natural resources**. Consequently, rational land use and proper soil management – to guarantee normal soil functions – are important elements of the **sustainable use of agro-ecosystems**, having special importance both in the national economy and in environment protection.

The most important **soil functions** are as follows (Várallyay, 1997, 2000c, 2002b, c):

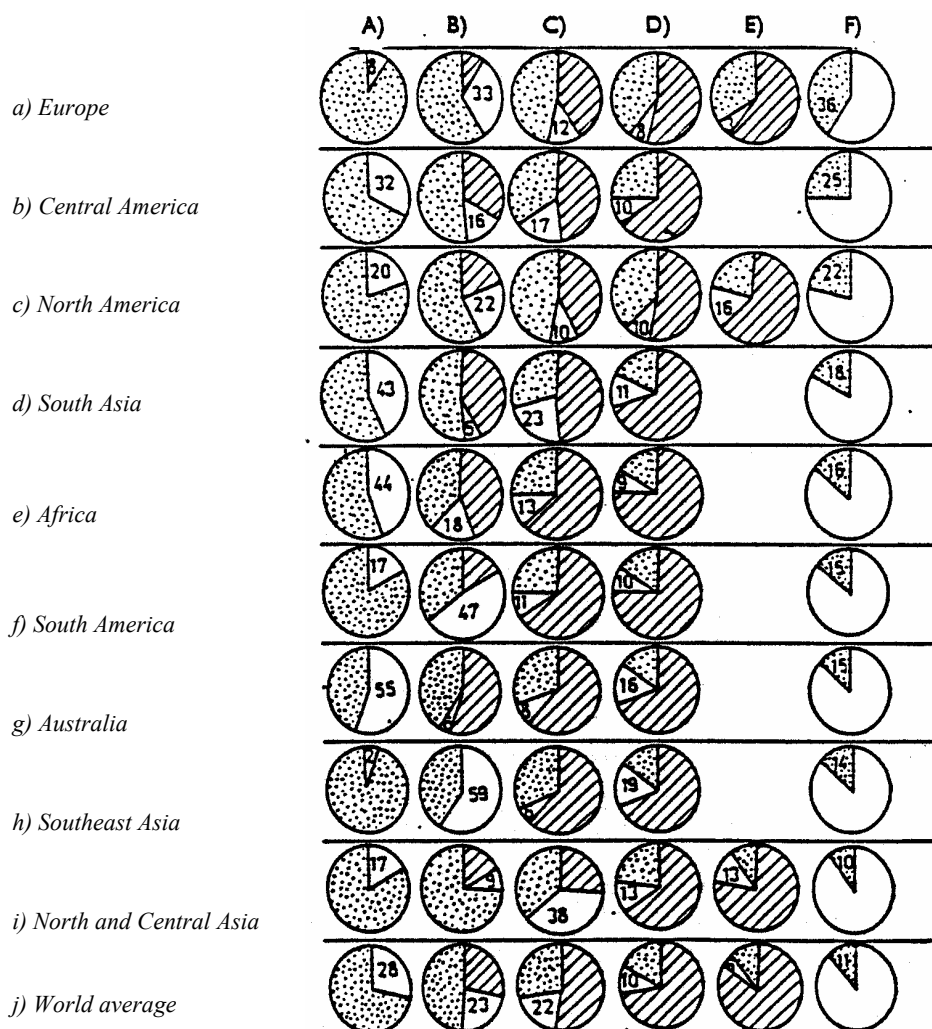
- (a) Conditionally renewable natural resource.
- (b) Reactor, transformer and integrator of the combined influences of other natural resources (solar radiation, atmosphere, surface and subsurface waters, biological resources), place of „sphere-interactions”, creating „life media” and habitat for biota and „land site” for natural vegetation and cultivated crops.
- (c) Medium for biomass production, primary food-source of the biosphere.
- (d) Storage of heat, water and plant nutrients, as well as wastes from various sources.
- (e) High capacity buffer medium, which may prevent or moderate the unfavourable consequences of various environmental stresses.
- (f) Natural filter and detoxication system, which may prevent the deeper geological formations and the subsurface waters from various pollutants.
- (g) Significant gene-reservoir, an important element of biodiversity.
- (h) Conserver and carrier of the heritage of natural and human history.

Society has utilized these functions in different ways (rate, method, efficiency) throughout history, depending on the given natural conditions and socio-economic circumstances. In many cases the character of the particular functions was not properly taken into consideration during the utilization of soil resources, and the misguided management resulted in their over-exploitation, decreasing efficiency of one or more soil functions, and – over a certain limit – serious environmental deterioration.

Factors limiting the multifunctionality of soils

The **major limitations of the agro-ecological potential** and biomass production in the **World** and the main sub-continent are summarized in Fig. 1. Most of these constraints depend on/or are related to soil conditions, sometimes as reason, sometimes as consequence, or both.

Fig. 1 Major limitations for agriculture in the World (% of total land area). A. Drought. B. Mineral stress. C. Shallow depth. D. Water excess. E. Permafrost. F. Left available



Recognizing the world-wide importance of the prevention, control and „management” of soil degradation processes UNEP initiated a world programme for the Global Assessment of Human-induced Soil Degradation (GLASOD) and the preparation of the World Map of Human-induced Soil Degradation in the general scale of 1:5,000,000 (Oldeman et al., 1991). The most important territorial data of the map are summarized in Tab. 1.

Soil resources and their ecological constraints in the Carpathian Basin

The natural conditions (climate, water, soil and biological resources) of the Carpathian Basin (particularly the lowlands and plains) are *generally favourable* for rainfed biomass production (Láng et al., 1983; Várallyay et al., 1980, 1985). These conditions, however, show extremely high spatial and temporal **variability**, often **extremes** and sensitively react to various natural or human-induced **stresses** (Láng et al., 1983; Várallyay, 2003; Várallyay et al., 1980, 1985):

- (1) soil degradation processes (Várallyay, 1989, 2000b);
- (2) extreme moisture regime (Várallyay, 1985, 2002a, Várallyay et al., 1980);
- (3) unfavourable biogeochemical cycles of elements (plant nutrients and pollutants) (Várallyay, 2000c).

Table 1. Human-induced soil degradation on the World, expressed in million hectares (ISRIC, Oldeman et al., 1990)
A. Grade and continental distribution

Type		Grade				Total	Continents					
		Light	Moderate	Strong	Extreme		Africa	America (South)	America (North and Central)	Asia	Australasia	Europe
Loss of topsoil Terrain deformation Water erosion	W _t	301.1	454.4	161.2	3.8	920.5	204.8	95.1	80.8	365.3	81.7	92.8
	W _d	42.0	72.2	56.0	2.8	173.0	22.6	28.0	25.2	74.3	1.1	21.8
	W	343.1	526.6	217.2	6.6	1093.5	227.4	123.1	106.0	439.6	82.8	114.6
						56%	46%	51%	67%	58%	81%	52%
Loss of topsoil Terrain deformation Overblowing Wind erosion	E _t	230.5	214.6	9.2	0.9	455.2	170.7	22.7	37.5	165.8	16.4	42.1
	E _d	38.1	29.3	14.5	-	81.9	14.3	18.4	1.7	47.5	-	-
	E _o	-	9.7	0.5	1.0	11.2	1.5	0.8	-	8.9	-	-
	E	268.6	253.6	24.2	1.9	548.3	186.5	41.9	39.2	222.2	16.4	42.1
						28%	38%	17%	25%	30%	16%	19%
Loss of nutrients Salinization Pollution Acidification Chemical degradation	C _h	52.7	63.4	19.9	-	136.0	45.4	68.2	4.2	14.6	0.4	3.2
	C _s	34.6	20.8	20.4	0.8	76.6	14.8	2.1	2.3	52.7	0.9	3.8
	C _p	4.1	16.2	0.6	-	20.9	0.2	-	0.4	1.8	-	18.5
	C _a	1.7	2.9	1.2	-	5.8	1.4	-	0.1	4.1	-	0.2
	C	93.1	103.3	42.1	0.8	239.3	61.8	70.3	7.0	73.2	1.3	25.7
						12%	12%	29%	4%	10%	1%	12%
Compaction Waterlogging Subsidence organic soils Physical degradation	P _c	34.9	22.1	11.3	-	68.3	18.2	4.0	1.0	9.8	2.3	33.0
	P _w	6.0	3.7	0.8	-	10.5	0.5	3.9	4.9	0.4	-	0.8
	P _s	3.3	1.0	0.2	-	4.5	-	-	-	1.9	-	2.6
	P	44.2	26.8	12.3	-	83.3	18.7	7.9	5.9	12.1	2.3	36.4
						4%	4%	3%	4%	2%	2%	17%
Total	T	749.0	910.3	295.8	9.6	1964.4	494.4	243.2	158.1	747.1	102.8	218.8
		38%	46%	15%	1%	100%	25%	12%	8%	38%	5%	12%

Limiting factors of soil fertility, soil degradation processes

There are large territories in the Carpathian Basin where the multifunctionality of soil is threatened and its fertility/productivity is **limited** by various **unfavourable soil properties** and **harmful soil degradation processes** (Tab. 2).

Tab. 2 *Limiting factors of soil fertility and soil degradation processes in Hungary*

	Limiting factor of soil fertility	Area, 1000 ha	%		Soil degradation processes
1.	Extremely coarse texture	746	8.0	1.	Soil erosion: – by water – by wind
2.	Soil acidity – combined with erosion – combined with shallow depth	1 200 (348) (67)	12.8 (3.7) (0.7)	2.	Soil acidification
3.	Salinity/alkalinity	757	8.1	3.	Salinization/alkalization
4.	Salinity/alkalinity in the deeper layers	245	2.6	4.	Physical soil degradation – structure destruction – compaction – surface sealing
5.	Extremely heavy texture	630	6.8	5.	Extreme moisture regime – overmoistening, waterlogging – drought sensitivity
6.	Peat formation, waterlogging	161	1.7	6.	Biological degradation – decrease of organic matter – deterioration of soil biota
7.	Soil erosion – combined with acidity	1 455 (348)	15.6 (3.7)	7.	Unfavourable changes in the nutrient regime – leaching – biotic and abiotic immobilization
8.	Shallow depth – combined with acidity	217 (67)	2.3 (0.7)	8.	Decrease of the buffering capacity, soil pollution, „toxicity”

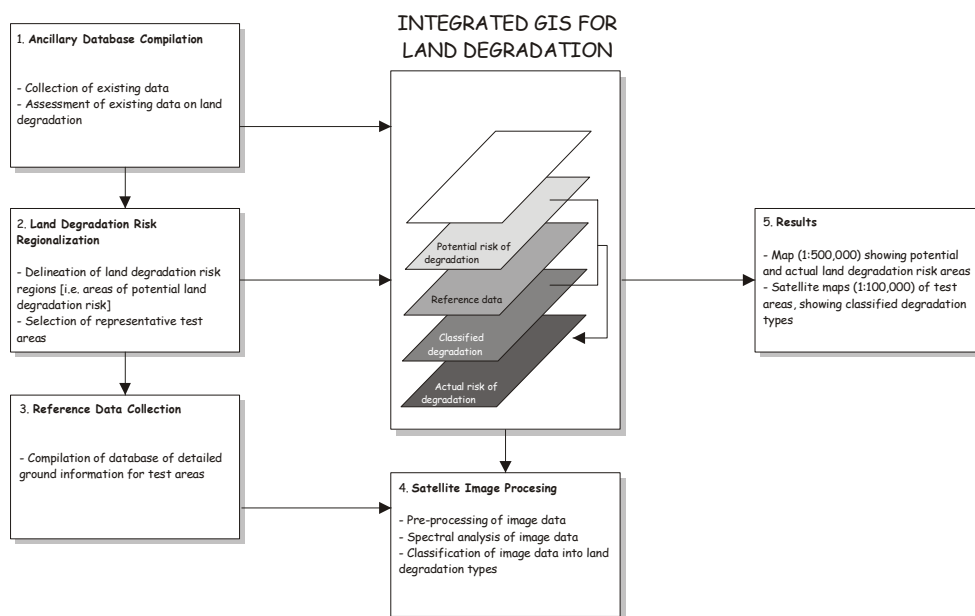
Sustainable land use and soil management may react to these limitations in two different ways:

- adaptation to the given conditions by rational „site-specific” land use, proper cropping pattern and adequate agrotechnology;
- modification (improvement) of the unfavourable conditions by soil reclamation and amelioration, including the development of proper infrastructure, water management and soil conservation practices.

In spite of the large and increasing extension of degraded lands in all continents, it can be stated that soil degradation is not an unavoidable consequence of intensive (but rational!) agricultural production and social development! Most soils are resilient to a certain extent, consequently, most of the **soil degradation processes** and their **consequences can be efficiently prevented, eliminated or at least moderated**. But it needs permanent control measures and widely adopted soil (and water) conservation technologies, which are the indispensable elements of sustainable (agricultural) development and up-to-date *site-specific precision soil management* (Várallyay, 2003).

In the PHARE–MERA (MARS/Monitoring Agriculture with Remote Sensing/and Environment Related Applications) Soil Degradation Subproject a comprehensive system was elaborated for the regionalization and classification of soil degradation processes. Its flow chart is shown in Fig. 2.

Fig. 2 PHARE MERA Land Degradation Mapping Methodology



Extreme moisture regime

It can be forecasted with high probability that in future **water** will be the determining (hopefully not limiting) factor of food security and environmental safety (Somlyódy, 2000; Várallyay, 2001). Consequently, the **increase in water use efficiency** will be one of the key issues of agricultural production, rural development and environment protection and the **control of soil moisture regime** will be an imperative task without any other alternatives.

Water resources are limited (Cselötei & Harnos, 1994; Somlyódy, 2000; Várallyay, 2001). The increasing water demand must be satisfied from these limited resources. The average 450 – 600 mm **annual precipitation** in the lowland parts of the Carpathian Basin may cover the water requirement of the main crops even at high yield levels. But the average shows **extremely high territorial and temporal variability** – even at micro-scale. Under such conditions a considerable part of the precipitation is lost by surface runoff, downward filtration and evaporation. Annual precipitation will not be more in the future (on the contrary, it might be less according to the forecast climate change, characterized by increasing temperature and aridity) and its unfavourable territorial and time distribution will not turn better. On the contrary, an opposite tendency has been forecast: **increasing risk** (frequency, intensity) of extreme weather events and soil moisture situations.

The available quantity of **surface waters** (rivers) will not increase, particularly in the critical low-water periods. A considerable part of the **subsurface waters** (especially in the lower parts of the Basin) cannot be used for irrigation because of their poor quality (salinity, alkalinity, sodicity). Another part is not utilizable because of environment control regulations preventing the lowering of the water table and its unfavourable ecological consequences (e.g. the serious „desertification symptoms” in the Danube–Tisza Interfluve sand plateau in Hungary).

The annual **water balance is negative** in the Carpathian Lowlands: 450 – 600 mm precipitation vs. 680 – 720 mm potential evapotranspiration. The negative water balance is equilibrated by horizontal inflow (on the surface as runoff, in the unsaturated zone as seepage; and in the saturated zone as groundwater flow) from the hilly part of the catchment area. It leads to the accumulation of soluble weathering products in the lowest part of the area, which is the main reason of the predominance of **accumulation processes** in soil formation and the occurrence of **salt affected soils** under such climatic conditions. In addition to the hardly predictable atmospheric precipitation pattern, the two additional reasons of **extreme soil moisture regime** (the simultaneous hazard of waterlogging or overmoistening and drought sensitivity) are:

- the heterogeneous microrelief of the „flat” lowland;
- the highly variable, sometimes mosaic-like soil cover and the unfavourable physical and hydrophysical properties of some soils (mainly due to heavy texture, high clay and swelling clay content, or high sodium saturation: ESP).

Soil moisture regime has particular significance both in **soil fertility** and **environmental sensitivity („vulnerability”)**. It determines the water supply of plants, influences (sometimes determines) the air- and heat regimes, biological activity, biogeochemical cycles and plant nutrient status of soil. It has an impact on the technological properties of soils, determining the necessity, optimum time (interval) of various agrotechnical measures and their technical requirements and energy consumption. It determines the ability of soil buffering or tolerating the influence of environmental stresses and their ecological consequences at present, in the near and far future, in a certain area or its surroundings, including the impacts on surface and subsurface water resources (Várallyay, 2001).

Fig. 3 *Distribution of soils according to their moisture regimes in Hungary*



- 1 – 5 = Soils with unfavourable hydrophysical properties (43 %):
 1) due to very coarse texture (10.5 %); 2) due to very heavy texture (11 %); 3) due to strong salinity-alkalinity (10 %); 4) due to waterlogging (3 %); 5) due to shallow depth (8.5%);
- 6 – 8 = Soils with moderately unfavourable hydrophysical properties (26 %):
 6) due to coarse texture (11 %); 7) due to heavy texture or clay accumulation in the B-horizon (12 %); 8) due to moderate salinity/alkalinity in the deeper layers (3 %);
- 9 = Soils with good hydrophysical properties (31 %).

According to our comprehensive assessment (Várallyay, 2002a; Várallyay et al., 1980) 43 % of Hungarian soils can be characterized by unfavourable, 26 % by moderately (un)favourable and 31 % by favourable moisture regime, as illustrated by Fig. 3, indicating the main reasons of various moisture conditions.

In up-to-date land use and site-specific soil management yield stability, risk reduction, soil conservation, and the prevention, elimination or moderation of extreme moisture situations have great significance and **soil moisture control** is of primary importance. In the Carpathian Basin it requires a „two-way” („double-face”) moisture regulation (Várallyay, 2001, 2002a):

- helping water infiltration to the soil;
- helping water storage within the soil in plant available form;
- draining the *surplus* amount of water from the soil profile and from the area (vertical and horizontal drainage).

The main possibilities and methods of this moisture control are summarized in Tab. 2. Most of these „moisture management actions” are – at the same time – efficient environment control measures (Tab. 3).

From this aspect it is an important fact **that soil is the largest natural water reservoir** (water storage capacity) in Hungary (Várallyay, 2001, 2003). The 0 – 100 cm soil layer may store about 25 – 30 km³ water, which is more than half of the average annual precipitation. About 50 % of it is „available moisture content”. The capillary moisture transport from the good-quality groundwater to the overlying horizons (and to the root zone) is two- or three-times higher than the total irrigation capacity of the country!

Tab. 3 *Elements and methods of soil moisture control with their environmental impacts*

Elements		Methods	Environmental impacts*
Reducing	surface runoff	Increase in the duration of infiltration (moderation of slopes; terracing contour ploughing; establishment of permanent and dense vegetation cover; tillage; improvement of infiltration; soil conservation farming system)	1, 1a 5a, 8
	evaporation	Helping infiltration (tillage, deep loosening) Prevention of runoff and seepage, water accumulation	2,4
	feeding of groundwater by filtration losses	Increase in the water storage capacity of soil; moderation of cracking (soil reclamation); surface and subsurface water regulation	5b, 7
	rise of the water table	Minimalization of filtration losses (↑); groundwater regulation (horizontal drainage)	2,3 5b, 5c
Increasing	infiltration	Minimalization of surface runoff (tillage practices, deep loosening) (↑)	1, 4, 5a, 7
	water storage in soil in available form	Increase in the water retention of soil; adequate cropping pattern (crop selection)	4, 5b, 7
Irrigation		Irrigation; groundwater table regulation	4, 5c, 7, 9, 10
Surface	} drainage	surface	1, 2, 3, 5c, 6, 7, 11
Subsurface		subsurface	

Favourable environmental effects	Unfavourable environmental effects
Prevention, elimination, limitation or moderation of: – water erosion (1) – sedimentation (1a) – secondary salinization/alkalization (2) – peat formation, waterlogging, overmoistening (3) – drought sensitivity, cracking (4) – plant nutrient losses by: – surface runoff (→ surface waters eutrophization) (5a) – leaching (→ subsurface waters) (5b) – immobilization (5c) – formation of phytotoxic compounds (6) – “biological degradation” (7) – flood hazard (8)	– overmoistening, waterlogging, peat and swamp formation, secondary salinization/alkalization (9) – leaching of plant nutrients (10) – drought sensitivity (11)

Consequently, the efficient use of these natural resources has great importance in the prevention of extreme hydrological events. In many cases, however, the huge storage capacity cannot be used because of three reasons

- it is not „empty”, it is filled to a certain extent by a previous source (rain, melted snow, capillary transport from groundwater, irrigation, etc.) („full bottle effect”);
- the empty pores cannot be filled because there is a compact, poorly permeable layer either on the surface or near to the surface in the soil profile („closed bottle effect”);
- the water retention of soil is poor and the infiltrated water is not stored, it only percolates through the soil profile („leaking bottle effect”).

CONCLUSIONS

Sustainable land use and rational soil management, including an up-to-date soil moisture control requires continuous actions. This permanent control may prevent, eliminate or at least reduce undesirable soil processes and their harmful economical/ecological/environmental/social consequences; utilizing the unique soil characteristic, **resilience**, may satisfy the conditions for the multifunctionality of this „conditionally” renewable natural resource.

Control can be efficient only on the basis of comprehensive **risk assessments, impact analyses** and exact **prognoses**. These have to be the main research priorities in the future!

REFERENCES

- Cselőtei L. & Harnos Zs. (Szerk.), 1994. Éghajlat, időjárás, aszály. [Climate, weather, droughts.] I. MTA Aszálybizottság. Budapest. 129 pp.
- Láng I., Csete L. & Harnos Zs., 1983. A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón.[Agro-ecological potential of Hungary at the Millennium.] Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Oldeman, L. R., Hakkeling, R. T. A., Sombroek, W. G., 1991. World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation, with Explanatory Note. ISRIC, Wageningen. UNEP, Nairobi.
- Somlyódy L., 2000. A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. [Strategic problems of Hungarian water management.] „Magyarország az ezredfordulón” – Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. MTA Vízgazdálkodási Tudományos Kutatócsoportja, Budapest. 370 pp.
- Szabó, J., Pásztor, L., Suba, Zs. & Várallyay, Gy., 1998. Integration of remote sensing and GIS techniques in land degradation mapping. *Agrokémia és Talajtan*. 47. 63-75.
- Szabolcs I. & Várallyay Gy., 1978. A talajok termékenységét gátló tényezők Magyarországon. [Limiting factors of soil fertility in Hungary.] *Agrokémia és Talajtan*. 27. 181-202.
- Várallyay, Gy., 1989. Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation and Rehabilitation*. 1. 171-188.
- Várallyay Gy., 1997. A talaj és funkciói. [Soils and their functions.] *Magyar Tudomány*. XLII. (12) 1414-1430.
- Várallyay Gy., 1999. Szikesedési folyamatok a Kárpát-medencében. [Salinization/alkalization processes in the Carpathian Basin.] *Agrokémia és Talajtan*. 48. (3-4) 399-418.
- Várallyay Gy., 2000a. Talajfolyamatok szabályozásának tudományos megalapozása. [Scientific bases of the control of soil processes.] *Székfoglalók 1995 – 1998. III. kötet*. 1-32. Magyar Tudományos Akadémia. Budapest.
- Várallyay, Gy., 2000b. Risk assessment and prevention of soil degradation processes in Hungary. In: *Foresight and Precaution*. (Eds.: Cottam, Harvey, Pape & Tait). 563-567. Balkema. Rotterdam.
- Várallyay, G., 2000c. Soil quality in relation to the concepts of multifunctionality and sustainable development. In: *Wilson, M. J., Maliszewska-Kordybach, B.: Soil quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe*. NATO Sci. Ser. 2. Env. Security. Vol. 69. 17-33. Kluwer Acad. Publishers.
- Várallyay Gy., 2001. A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar Tudomány*. XLVI. (7) 799-815.
- Várallyay, Gy., 2003. Role of soil multifunctionality in future sustainable agricultural development. *Acta Agronomica*. 51. (1) 109-124.
- Várallyay, Gy., Szabó, J., Pásztor, L. & Michéli, E. 1994. SOTER (Soil and Terrain Digital Database) 1:500 000 and its application in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 87-108.
- Várallyay, Gy., Szűcs, L., Zilahy, P., Rajkai, K., Murányi, A., 1985. Soil factors determining the agroecological potential of Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 34. Suppl. 90-94.
- Várallyay Gy., Szűcs L., Rajkai K., Zilahy P. & Murányi A., 1980. Magyarországi talajok vízgazdálkodási tulajdonságainak kategória-rendszere és 1:100 000 méretarányú térképe. [Soil water management categories of Hungarian soils and the map of soil water properties.] *Agrokémia és Talajtan*. 29. 77-112.

DOPAD VODNEJ ERÓZIE NA PRODUKCIU BIOMASY POĽNÝCH PLODÍN

Water Erosion Impact on Field Crops Biomass Production

Jozef VILČEK

*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava, Regionálne pracovisko Prešov,
Reimanova 1, 080 01 Prešov, e-mail: vilcek@vupop.sk*

Abstrakt

Príspevok sa zaoberá vplyvom účinkov vodnej erózie na produkčný potenciál a tým aj produkčné parametre poľnohospodárskych pôd na Slovensku. Naše sledovania a analýzy potvrdzujú, že negatívne dopady vodnej erózie okrem priamych materiálnych škôd spôsobujú aj majetkovú ujmu v dôsledku zníženia úrod pestovaných plodín. V tomto príspevku sme predpokladané zníženie úrod vyčíslili pre vybrané poľné plodiny, pôdne typy resp. subtypy a jednotlivé kategórie erózne ohrozenosti poľnohospodárskych pôd. Ukazuje sa, že na stredne erodovaných pôdach dochádza k zníženiu produkcie biomasy pestovaných plodín o 20,4 %, silne erodovaných pôdach o 22,1 % a veľmi silne erodovaných pôdach o 34,8 %. Práca ďalej na úrovni skupín plodín a kategórii erodovanosti pôd vyčísluje potenciálne predpoklady zníženia zisku vplyvom vodnej erózie. Vplyvom erózie je v priemere každý hektár erodovanej pôdy chudobnejší o asi 2 500 Sk zisku.

Kľúčové slová: vodná erózia, zníženie úrod v dôsledku vodnej erózie, ekonomické parametre účinkov vodnej erózie

Abstract

The influence of water erosion on both the production potential and production parameters of agricultural soil in Slovakia is presented in the paper. Our analyses and observation confirm that the negative impacts of water erosion cause except direct material damages also financial losses due to growing crop yields decreases. In this paper is calculated the supposed decrease of chosen yields, for soil types, subtypes and individual categories of erosion jeopardy of agricultural soils. It seems that on the middle eroded soils comes to decrease of crops biomass 20.4 %, on the strong eroded soils 22.1 % and on the very strong eroded soils 34.8 %. In the paper is also calculated the assumed decrease of profit due to influence of water erosion. It causes that each hectare of eroded soil is poorer 2 500 Slovak crowns of profit.

Key words: water erosion, yield decrease due to water erosion, economical parameters of water erosion impact

ÚVOD

Najrozšírenejším deštrukčným javom poľnohospodárskych pôd je vodná erózia. Z poľnohospodárskych pôd na Slovensku je každoročne splavovaných 2,65 mil. ton ornicej zeminy do vodných recipientov a na komunikácie spravidla s vysokým obsahom agrochemikálií a ich rezíduí. Vodnou eróziou je bezprostredne ohrozený viac ako každý druhý hektár poľnohospodárskych pôd (57,5 %). Každá forma erózie (plošná, brázdová, výmoľová, bystrinná i bočná), spôsobuje značné kvantitatívne a kvalitatívne zmeny v pôdnom pokryve. Negatívne účinky erózie na pôdu sa prejavujú najmä v strate jemnozeme a živín, v zmene pôdných vlastností, v zhoršení vodného režimu v pôde, v znížení úrodnosti pôdy, v poškodzovaní kultúr, v zanášaní vodných tokov, nádrží a pod.

Fyzikálna a biologická degradácia pôdy spôsobená eróziou znamená predovšetkým nenávratnú stratu povrchovej, najúrodnejšej vrstvy pôdy, úbytok humusu, organickej hmoty a rastlinných živín, zníženie rozsahu mikrobiologického života pôdy a jej produkčnej schopnosti. Okrem toho spodné časti svahu, podsvahové polohy a vodné toky sú výrazne negatívne ovplyvňované ukladaním a transportom sedimentov - produktu erózneho zmyvu (Jambor, Ilavská, 1998). Problém erózie poľnohospodársky využívaných pôd je problémom svetovým, ktorý má za následok každoročný úbytok tisícov km² poľnohospodárskej pôdy (Janeček, 1992). Všetko to sa v konečnom dôsledku odráža v ekonomike zvýšenými nákladmi na výrobu, na odstraňovanie následkov, ujme na úrodách a pod.

Cieľom tohto príspevku je poukázať na možné produkčné parametre poľnohospodárskych pôd v špecifických podmienkach eróznej ohrozenosti a taktiež poukázať na možné ekonomické dopady protieróznych opatrení a ich ekonomickú efektívnosť. Konštatujeme, že napriek dostatku informácii o vzniku a prejavoch vodnej erózie, ich eliminácii a opatrení na nápravu, absentuje ekonomický aspekt tohto deštruktívneho faktora, ako aj podrobnejšia analýza dopadu erózie na produkciu plodín podľa jednotlivých pôdných predstaviteľov.

MATERIÁL A METÓDY

Východiskové podklady tvorili údaje o úrodách i ekonomických výsledkoch od 281 podnikov hospodáriacich v rôznych pôdnoekologických podmienkach Slovenska. Predmetné podniky spolu predstavujú 23 % z poľnohospodárskych pôd Slovenska. Požadované boli údaje za roky 1990 až 1998 o štruktúre osevu, hektárových úrodách i ekonomike pestovania za súbor desiatich hlavných poľnohospodárskych plodín i rastlinnú výrobu celkom. Produkčné parametre jednotlivých plodín boli prepočítané na spoločnú jednotku, ktorou je sušina hlavného produktu, vedľajšieho produktu i koreňových zvyškov plodín (biomasy plodín). Z bonitačnej banky dát o pôdach Slovenska (VÚPOP, 1998) bola každému podniku priradená zodpovedajúca priemerná bodová hodnota pôd. Nelineárnou polynomicou regresnou analýzou sme následne stanovili závislosť produkcie biomasy i jednotlivých ekonomických ukazovateľov od produkčného potenciálu pôd (bodová hodnota). Takto bolo možné každej bonitovanej pôdno-ekologickej jednotke (BPEJ) bodová hodnota ktorej je známa, priradiť reálne predpokladané úrody i ekonomické parametre. Nakoľko všetky BPEJ sú rozkategorizované do príslušných stupňov eróznej ohrozenosti (Jambor, Ilavská, 1998), mohli sme za pomoci príslušných softwarových filtrov stanoviť reálne možné produkčné i ekonomické parametre aj pre tieto kategórie pôd. Produkčné parametre sme podľa stupňa ohrozenia vodnou eróziou následne kategorizovali aj podľa pôdných subtypov i typov.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na základe pozorovaní v rôznych pôdných, klimatických a pestovateľských podmienkach sa pre naše pomery uvádza (Karniš, 1985), že zmyv pôdy o hrúbke 1 mm.rok⁻¹ znižuje úrody o 1 – 2 %. Pa-sák (1984) uvádza zníženie úrodnosti o 3 % v dôsledku erózneho odnosu vrstvy pôdy hrubej 1 cm. Keď však erodovanosť pôd pokračuje bez účinnejšieho obmedzenia, potom sa škody výrazne zväčšujú a to podľa intenzity zmyvu. Bedrna, Karniš, 1983 na základe výsledkov zo stacionárov v rôznych čas-tiach Slovenska v závislosti na klimatických pomeroch, na hĺbke pôdy, jej minerálnej sile, práci člo-veka a pod. uvádzajú následovné predpoklady znižovania výnosov ne erodovaných pôdach:

- na slabo erodovaných pôdach o 2 – 4 %,
- na stredne erodovaných pôdach o 10 – 12 %,
- na silne erodovaných pôdach o 20 – 25 %,
- na veľmi silne erodovaných pôdach o 35 % a viac.

Na základe nášho postupu a analýzy a hodnotenia úrod poľnohospodárskych plodín v súbore 281 podnikov Slovenska za roky 1990 až 1998 je možné kvantifikovať zníženie úrod nielen globálne, ale aj pre jednotlivé plodiny ba dokonca podľa pôdných typov, resp. subtypov. Pre účely tohto príspevku uvádzame konkrétne reálne možné údaje o znižovaní produkcie vplyvom účinkov vodnej erózie pre vybrané poľné plodiny.

Tab. 1 *Potenciálna produkcia biomasy hlavného produktu pôd podľa kategórii erodovateľnosti [t.ha⁻¹]*

Plodina	Stupeň erózie pôd			
	A	B	C	D
pšenica ozimná	5,11	4,27	4,07	3,74
raž ozimná	3,86	3,44	3,35	3,22
jačmeň jarný	4,31	3,57	3,42	3,17
kukurica na zrno	4,54	3,82	3,63	3,58
hrach siaty	2,46	1,92	1,82	1,67
repka ozimná	2,47	2,03	1,92	1,72
zemiaky	14,64	12,31	12,21	12,28
cukrová repa	32,99	29,94	27,77	28,68
kukurica na siláž	25,90	22,75	22,49	22,32
viacročné krmoviny	7,77	6,39	6,28	6,22

A – neerodované a slabo erodované pôdy, B – stredne erodované pôdy, C – silno erodované pôdy, D – veľmi silno erodované pôdy

Uvedená diferenciácia úrod sa vzťahuje k hlavnému produktu, pre ktorý sa daná plodina pestuje. Zníženie produkcie sa však prejavuje aj na tzv. vedľajšom produkte (steblo, listy a pod.) a v neposlednom rade aj v objeme rizosféry. Zároveň sa domnievame, že v závislosti od vlastností tej, ktorej pôdy, sa prejavy dopadu vodnej erózie prejavujú diferencovane aj podľa pôdných typov resp. subtypov. Z uvedeného dôvodu sme sa pokúsili o kvantifikáciu novej produkcie biomasy pestovaných plodín, ktorú sme vyjadrili za celú rastlinnú výrobu v sušine hlavného, vedľajšieho produktu i koreňových zvyškov pripadajúcej na jeden hektár ornej pôdy. Výsledkom je databáza, v ktorej je každej BPEJ priradená potenciálna hodnota vyprodukovanej sušiny biomasy poľnohospodárskych plodín. Generalizovaním tejto databázy sme následne pre jednotlivé hlavné pôdne jednotky (tak ako ich definuje bonitačný informačný systém) a pôdne typy stanovili potenciálne možné produkčné parametre podľa stupňov erózneho ohrozenia pôd.

Tab. 2 *Potenciálna produkcia biomasy poľnohospodárskych plodín podľa kategórii erodovateľnosti a pôdných typov [t.ha⁻¹]*

Pôdny typ	Stupeň erózie pôd			
	A	B	C	D
Fluvizem	11,45	10,79		
Černozem	13,81	13,09	12,74	
Čiernica	12,97	11,16	10,68	
Hnedozem	12,87	11,90	10,98	
Regozem	9,30	9,15	8,53	
Luvizem	11,22	10,58	10,00	8,92
Kambizem		9,28	8,33	8,16
Pseudoglej	10,72	9,37	8,98	

A – neerodované a slabo erodované pôdy, B – stredne erodované pôdy, C – silno erodované pôdy, D – veľmi silno erodované pôdy

Kategóriu pôd bez prejavov vodnej erózie predstavujú pôdy na rovine, v klimatickom regióne 00 až 03 (veľmi teplý, veľmi suchý, nížinný až teplý, veľmi suchý, nížinný, kontinentálny). Až 45 % pôd tejto kategórie sa nachádza v klimatickom regióne 00. Jedná sa o pôdy zrnitostne prevážne stredne ťažké až ťažké, hlboké, bez skeletu. Najvyššie zastúpenie v kategórii majú fluvizeme (30,4 %), černozeme (27,2 %), čiernice (19,9 %) a hnedozeme (1,5 %).

Kategória stredne erodovaných pôd je viac, menej lokalizovaná na mierne svahy (do 7°) vo všetkých klimatických regiónoch. Zrnitostne prevládajú pôdy stredne ťažké (82,3 %), bez skeletu

(50,8 %), hlboké (68,9 %). Z pôdných typov dominujú pseudogleje (27,9 %), kambizeme (27,9 %), hnedozeme (16,4 %) i fluviszeme (11,4 %).

Silno erodované pôdy nachádzame na svahoch do 12° vo všetkých klimatických regiónoch. Prevažne sa jedná o kambizeme (49,4 %) a regozeme (28,4 %).

Kategória veľmi silno erodovaných pôd sa prevažne nachádza na svahoch nad 12° (69 %) najmä v klimatických regiónoch 07 až 10 (79,5 %). Viac ako štvrtinu (26,2 %) predstavuje veľmi chladný, vlhký región (10). Z pôdných predstaviteľov tu nachádzame najmä kambizeme (74,6 %) a rendziny (11,8 %).

Uvedené pôdne charakteristiky a s tým súvisiaci predpoklad produkčných parametrov nám umožnili stanoviť potenciálnu úroveň tvorby biomasy poľnohospodárskych plodín pre jednotlivé kategórie eróznej ohrozenosti pôd. Aplikáciou dostupných databáz o produkčnej schopnosti pôd a ich účelovou kategorizáciou sme vypočítali, že na orných pôdach bez prejavov erózie, resp. slabo erodovaných pôdach je možné z 1 ha vyprodukovať 12,77 t sušiny biomasy rastlín, na orných pôdach stredne erodovaných 10,16 t, silne erodovaných 9,95 t a veľmi silne erodovaných už len 8,33 t sušiny biomasy rastlín. Uvedené produkčné rozdiely u pôd silne a veľmi silne ohrozených vodnou eróziou sú v zhode s doposiaľ publikovanými hodnotami. Pri kategórii stredne ohrozených pôd sú naše údaje vyjadrené v percentách úbytku produkcie oproti pôdam eróziou neohrozeným podstatne vyššie (až 20 %).

Pokles úrod a tým aj produkčného potenciálu pôd sa zákonite odráža aj vo finančných stratách. Ak premietneme súčasnú štruktúru osevu (obilniny 50 %, strukoviny 6 %, olejnin 9 %, okopaniny 10 % a krmoviny 15 %) na erózne ohrozenú pôdu, môžeme konštatovať, že vplyvom vodnej erózie prichádzame na Slovensku každoročne asi o 3 800 mil. Sk, z čoho až 66,5 % predstavuje úbytok z produkcie obilnín. Povedané ináč, ak by sa nám podarilo eróziu eliminovať na minimum, boli by reálne predpoklady dopestovať o 630 tis. ton obilia viac ako je tomu dnes. Ak celkovú stratu prepočítame na plochu jedného hektára erózne ohrozenej pôdy, môžeme konštatovať, že vplyvom erózie je v priemere každý hektár erodovanej pôdy chudobnejší o asi 2 500 Sk zisku. Na veľmi silne erodovaných pôdach je táto hodnota v priemere 3 500 Sk, na silne erodovaných pôdach 3 300 Sk, na stredne erodovaných pôdach 1 300 Sk a slabo erodovaných pôdach 1 100 Sk.

V záujme eliminácie uvedených ekonomických strát je potrebné realizovať účinné protierózne opatrenia najlepšie tak, aby mali dlhodobjší účinok. Ak by sa prostriedky o ktoré vplyvom erózie pôd pridáme investovali do racionálnych protieróznych opatrení, určite by to prospelo nielen k ekologickej stabilizácii poľnohospodárskych pôd, ale aj k ich ekonomicky efektívnejšiemu využitiu. Je v záujme celej našej spoločnosti, a pôda si to určite zaslúži, aby sa deštruktívne procesy erózie zamedzili na poľah možno čo najmenšiu mieru a takto sa zabezpečil trvalo udržateľný stav v procese ekologizácie využívania produkčného potenciálu a ekonomickej efektívnosti pôd Slovenska.

V prípade zvýšeného erózneho ohrozenia pôd je ekologickejšie i ekonomickejšie realizovať zmenu kultúr využitia pozemku, resp. zvoliť plodiny k erózii indiferentné.

Z prepočtov za celú sústavu rastlinnej výroby je možné konštatovať, že pri zhruba stabilných nákladoch vo všetkých kategóriách eróznej ohrozenosti pôd (7 134 až 7 739 Sk.ha⁻¹) je potenciálna miera rentability pri neerodovaných a slabo erodovaných pôdach 10,4 %, pri stredne erodovaných pôdach -0,6 %, silne erodovaných -3,6 % a veľmi silne erodovaných -10,5 %.

ZÁVER

Vodná erózia každoročne spôsobuje rozsiahle straty na pôdnom fonde i životnom prostredí. Aj keď erózne procesy vždy boli, sú a aj naďalej budú prebiehať, je v závislosti od uvedenia i finančných možnosti obhospodarovateľa možná eliminácia potenciálnych rizík a tým aj ekologizácia využívania produkčného potenciálu pôd.

Je preto čas zamyslieť sa a uvedomiť si, že pokračujúca erózia má negatívny dopad nielen na ekológiu krajiny, znečistenie vôd a pod., ale má aj negatívne priame i nepriame dopady na ekonomiku výroby a tým aj ekonomickú situáciu subjektu hospodáriaceho na pôde. K takémuto poznaniu má prispieť aj tento príspevok v ktorom sme sa pokúsili vyčíslieť predpokladanú produkčnú i finančnú ujmu ktorú spôsobuje vodná erózia na Slovensku.

LITERATÚRA

- Jambor, P., Ilavská B.: Metodika protierózneho obrábania pôdy; VÚPÚ, Bratislava 1998, 70 s.
- Janeček, M. a kol.: Ochrana zemědělské půdy před erozí; [Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe], ÚVTIZ, Praha 1992, 110 s.
- Karniš, J.: Nové spôsoby protieróznej ochrany pôd. Úroda 1982 (8), s 369-371.
- Karniš, J.: Erózia poľnohospodárskych pôd. In.: Hraško, J.: Pôda a výživa rastlín. VÚPVR, Bratislava 1985, s. 78-83.
- Pasák, V. a kol.: Ochrana půdy před erozí. St. Zem. Nakladatelství, Praha 1984, 160 s.
- Vilček, J. a kol.: Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny. [Záverečná správa], VÚPOP, Bratislava 1999, 113 s.

NON-ADEQUATE FERTILIZATION AND LIMING AND ITS CONSEQUENCES ON THE SOIL CHEMICAL PROPERTIES

Neadekvátní minerální hnojení a vápnění a jeho důsledky pro půdní chemické vlastnosti

Karel VOPLAKAL, Jitka LAGOVÁ

*Research Institute for Soil and Water Conservation Prague, Žabovřeská 250,
156 27 Prague 5 – Zbraslav, Czech Republic, e-mail: voplakal@vumop.cz, lagova@vumop.cz*

Abstract

As there is commonly known, the main problem of the phosphorous fertilizing is its low efficiency: up to 90 percent of the phosphorus applied in fertilizers is transformed into forms not available to plants. Therefore, an increase in the level of available phosphate is very difficult and costly – especially in acid soils with unsaturated sorption complex - in which intensive phosphorus fixation takes place. The share of plant-available phosphorus forms in topsoil in its total reserve is only 1.5 – 4.5 %, whereas the conditions in subsoil (with respect to very limited mobility of soil phosphorus) are still worse. The present situation - characterized by a lack of resources to fund hitherto extensive applications of phosphorous fertilizers - requires to increasing the efficiency of phosphorous fertilizing. It is necessary to seek possibilities of release, solubility or mobilization of the relatively high reserve of unavailable or hardly available phosphorus in soils and its involvement in the intensive nutrient cycle.

Our trials have conducted to verify the potential of a more efficient increase in the level of available phosphorus in soils of different properties: the study has aimed at soil reaction, changes of the fractional composition of soil phosphorus and in the level of available forms of phosphorus at application of lime fertilizers. The effect of liming of acid soils on their soil phosphate regime has tested, i.e. on mobilization of potentially available phosphorus reserve in soil. So-called factors of soil phosphate regime have used for effect indication (capacity, intensity and sorption indices). Increased efficiency of phosphorus fertilizer applications, parallelly accompanied by soil liming, has demonstrated in small-scale and field trials – an increase in the existence of plant-available phosphorus forms. It has verified that the values of soil phosphate regime factors were positively influenced by organic manuring. It induces very significant positive changes in the fractional composition of soil phosphorus, increasing the content of available forms – not only in the topsoil, but also partly in subsoil. The results of trials demonstrated markedly increasing efficiency of phosphorous fertilizing at parallel applications of phosphorous fertilizers and organic manure. It is evident that there exist technically and economically acceptable ways of more efficient utilization of reduced application rates of phosphorous fertilizers even in conditions of high prices of commercial fertilizers.

Key words: unsaturated soil sorption complex, extensive fertilization, soil phosphate mobilization, soil phosphate fractional composition, soil phosphate regime indices

Abstrakt

Jak je obecně známo, hlavním problémem fosforečného hnojení je jeho nízká účinnost: až 90 % fosforu zapraveného do půdy v hnojivech bývá transformováno do forem rostlinám nedostupných. Je tedy zřejmé, že zvýšení hladiny dostupného fosforu v půdě je obtížné a drahé, zvláště u půd s nenasyceným sorpčním komplexem, kde zpravidla dochází k intenzivní fixaci fosforu. V orniční vrstvě půdy kolísá podíl obsahu rostlinám dostupného fosforu k jeho celkovému obsahu mezi 1,5 – 4,5 %, zatím co v podorničních vrstvách jsou poměry ještě značně horší (vzhledem k velmi omezené

pohyblivosti fosforu v půdě). Současný stav je charakteristický zejména tím, že už není dostatek prostředků na dosavadní (v podstatě extenzivní) způsob aplikace fosforečných hnojiv a je tedy třeba zaměřit se na zvyšování efektivnosti fosforečného hnojení. Je nutno hledat možnosti uvolňování, rozpustnost či mobilizace poměrně značné půdní rezervy nedostupného či málo dostupného fosforu v půdě a způsob jeho zapojení do intenzivního koloběhu živin. Naše pokusy byly zaměřeny na ověření možnosti efektivnějšího zvýšení hladiny dostupného fosforu v půdách o různých vlastnostech: výzkum se soustředil na půdní reakci, na změny frakčního složení půdního fosforu a obsahu dostupného fosforu při hnojení a vápnění. Byl zkoumán účinek vápnění kyselých půd na jejich fosforečný režim, resp. na mobilizaci potenciálně dostupné půdní fosforečné rezervy. Pro indikaci účinnosti bylo použito tzv. faktorů půdního fosforečného režimu (indexů kapacity, intenzity a sorpce). V podmínkách maloparcelových pokusů byla demonstrována zvýšená účinnost fosforečného hnojení, resp. nárůst obsahu dostupných forem fosforu při vápnění kyselých půd. Kromě toho bylo ověřeno, že hodnoty faktorů fosforečného režimu byly velmi pozitivně ovlivněny zejména hnojením organickým. Organické hnojení totiž působí velmi významné a průkazné pozitivní změny frakčního složení půdního fosforu a zvyšuje tak obsah jeho dostupných forem – a to nejen v ornici, ale částečně i v podornici. Výsledky pokusů tak demonstrovaly výrazně narůstající účinnost fosforečného hnojení především při paralelní aplikaci fosforečného hnojiva společně s hnojivem organickým. Je tedy zřejmé, že existují technicky i ekonomicky přijatelné způsoby účinnějšího využití značně snížených aplikačních dávek fosforečných hnojiv v podmínkách, kdy jsou jejich ceny poměrně značně vysoké.

Klíčová slova: nenasycený půdní sorpční komplex, extenzivní způsob hnojení, mobilizace půdního fosforu, frakční složení půdního fosforu, faktory (ukazatelé) půdního fosforečného režimu

INTRODUCTION

Since in the early eighties the prices of commercial fertilizers, calcite materials and pesticides have granted State subsidies in the former Czechoslovakia as purchased both by cooperative and State-owned agricultural enterprises. This fact often resulted in application of higher and higher rates to the soil; in addition to frequent excessive limestone applications the input of fertilizers to the soil were superfluously high. Nevertheless, the situation in agriculture changed a lot since the end of 1989 and it was necessary to introduce considerable sparing measures from the economic reasons. The intensity of fertilization with the industrial fertilizers including liming largely decreased in the early nineties – to circa 15% of the level from the second half of the eighties (Voplakal, 2001) as result of high prices of commercial fertilizers that are not supported any longer. It evoked a gradual decrease in the share of soils with good or high reserve of plant-available forms of phosphate (and potassium) and even in the share of soils with medium reserve, while soil reserves of these elements are low or very low.

Our research had to face those new circumstances. While in the past we had to investigate the possibly negative effects of intensive fertilization and liming on the soil fertility and selected soil properties mostly from the ecological standpoint, now it is necessary to investigate the effects under quite different conditions. The main task is to maintain the sustainable soil fertility in conditions of strictly limited application rates of fertilizers.

MATERIAL AND METHODS

The influence of different methods and intensity of fertilization on the time pattern of available phosphorus level and on the individual indices of the soil phosphate regime have investigated in the small-scale field experiments established on the different pedo-climatic units. Those microparcel trials have established on a number of soil representatives since 1982, where the variability of the soil cover is great. They were part of research into the impacts of high fertilizers application rates and excessive liming on pedological properties and/or capability factors-especially on the level of plant available nutrients under different soil conditions. The trials consisted of six different fertilizing treatments using high application rates of commercial fertilizers (including the lime ones).

Regarding to new circumstances, the previous original system of intensive fertilization and liming has interrupted and after the two years break without nutrient input. During the present, the experimental stage the quite a new system using substantially limited rates of mineral fertilizers in combination with high application rates of organic matter has been introduced. Two different groups of soils have investigated that have different soil texture, exchangeable reaction and resistance to acidification and mainly the different behaviour of soil phosphate. Share of its fractions is Ca, Mg-phosphates to Fe, Al-phosphates (Voplakal, 2003), plant available phosphorus level, its fixation intensity and capacity. The diverse phosphate regime of the two soil groups is reflected by different time patterns of available phosphorus content and the values of its regime indices (expressed in linear time trends) in the particular experimental treatments (various combinations of high application rates of organic manure and reduced application rates of industrial fertilizers including strongly reduced liming). As it has been mentioned above, the whole set of the soil representatives can be divided into two groups:

- a) The first one comprises heavier texture soils (average content of clayey particles is 31 %), with acid reaction (average pH/KCl is 5.5), little resistant to acidification. With respect to the phosphate regime, these soils are less convenient as the major portion of phosphate is bound in form of Fe-phosphates; only a small portion of phosphorus applied in fertilizers assumes forms available to plants. These soils of the first soil group include stagno-gleyic Luvisol, albic Luvisol from loess loam and albic gleyic Luvisol from solifluctional loess loam.
- b) The soils of the second group provide better conditions for phosphorus sorption and transformation (balanced proportion between Fe, Al-phosphates to Ca, Mg-phosphates); their reaction is almost approaching neutrality (average pH/KCl 6.1) and buffering ability to balance acidification is higher. First of all, orthic Luvisol from loess and (with respect to lower sorption), Cambisol from clay slate and spodic Cambisol from ortho-gneiss in which the clayey particles amounts about 20 %, can be included in this „second group“.

Following modification of fertilizing practices in the „present experimental stage“ on experimental parcels have been introduced.

In the treatment 1, originally without any fertilization „zero“ control variant is under a complex fertilization (NPK.Mg.org) and vice-versa treatment No.6 which involved complex fertilization previously, has not been applied any fertilizers since 1989 (a new „zero“ variant).

The treatment No. 2, only limed originally, started to be applied both organic manure and limited rates of mineral fertilizers. Parcel No.3 previously only manured („org“) are currently applied mineral fertilizers (including Mg); parcels No.4 which received high rates of mineral fertilizers originally, are currently applied organic manure; parcels No.5 receiving high application rates of both ground limestone and mineral fertilizers originally, is applied organic manuring only.

The reason of that modifications consists mainly in the necessity to accommodate the trials (the fertilizing system) to the new conditions (sparing measures) ruling in the present practice. Besides such fundamental changes in the agrochemical measures made it possible to prove and to confirm certain presumptions. These modifications should facilitate to evaluate the residual effects of compost applied before 1989 in relation to the effectiveness of the present mineral fertilizing and/or with respect to the formation of available phosphorus fraction in different kinds of soils – as depending upon compost application rates (treatment No. 3).

On the contrary, observation of treatments No. 4 has focused on the fact whether current compost application rates increases the mobilization of soil phosphorus reserve accumulated in the soil like a result of mineral fertilizing practised before 1988. Previous applications of organic and mineral fertilizers gradually produced a high level of plant available phosphorus (treatment No. 6). When this treatment was currently left without organic and mineral fertilizing, there is possible to study the time development of the phosphate regime (probably deficient trend) in soils of different properties. At last, but not least, it would be very important to investigate whether the organic fertilization can influence the soil phosphate regime not only in the topsoil, but even in the deeper layers of the soil profile.

Always soil samples were taken instantly before the harvest of an experimental crop-considering the seasonal variations in the level of available nutrients. The method according to Mehlich II (1978) was used to determine available phosphorus content, the method according to Bache, Williams (1971) was employed to determine the sorption index (SI), the method according to Amer et al. (1955) to determine the capacity index (FQ) and the method by Aslyng (1954) for the intensity factor (FI)

determination. For the soil exchangeable reaction (pH/KCl), determination the well-tried method of Agrochemical Soil Testing has been used. Crop rotation on experimental parcels was turf-grass – winter wheat – spring barley – corn.

Tab. 1 *The schedule of both the experimental systems of treatments: the original (intensive fertilization) system and the new system (using low-level fertilization rates)*

Exper. variant	Original fertilization system (high NPK + Ca rates)	New system (sparing measures in fertilization) (low rates of NPK with/or without Mg)
1	unfertilized (0)	fertilized + Mg + manured (NPK ₂ + Mg + org.)
2	limed (Ca)	fertilized + manured (NPK ₂ + org)
3	manured (org.)	fertilized + Mg (NPK ₂ + Mg)
4	fertilized (NPK ₁)	manured + Mg (org + Mg)
5	fertilized, limed (NPK ₁ + Ca)	manured (org)
6	dtto, manured (NPK ₁ + Ca + org)	non-fertilized (0)

Treatment „NPK₁“ was using in 1982 – 89 („original“ fertilization and liming) as converted per hectare: 900 kg NPK (phosphorus rate amounting 195 kg), treatment „Ca“ (lime rate: 5 metric ton CaO/ha) and compost rate: 50 tons/ha (treatment „org“). In the new fertilization stage („limited fertilization“ NPK₂) a following application rate of fertilizers is currently used: 35 kg P, 55 kg K, 90 kg N (treatment „NPK₂“); 200 kg Mg (treatment „Mg“) and/or 50 tons of compost (treatment „org“). The schedule of experimental treatments in both time stages of trials is shown in the Tab. 1.

RESULTS AND DISCUSSION

On the base of the regularly agrochemical survey it can be documented mostly negative development in the plant-nutrients level in the soil and the general decrease of the areas of agricultural land with a good and suitable supply - as consequence of the non-sufficient fertilization (Tab. 2).

Tab. 2 *Average mutual ratios of the agricultural land areas (%) in separate categories of the plant-available nutrients supply and in pH/KCl -level in period 1993 – 95 compared to the period 1999- 2001*

supply category: ↓ period: →	P (% of area)		K (% of area)		Mg (% of area)		Ca (% of area)		soil reaction: ↓ period: →	soil reaction area (%)	
	1993 – 1995	1999 – 2001	1993 – 1995	1999 – 2001	1993 – 1995	1999 – 2001	1993 – 1995	1999 – 2001		1993 – 1995	1999 – 2001
low	10,9	16,8	4,6	8,4	23,9	19,9	2,8	4,8	very acid	13,6	17,2
suitable	29,7	30,3	22,1	31,5	30,6	31,4	29,0	35,9	slight.acid	38,7	42,7
good	29,1	26,2	49,2	44,8	27,5	32,1	37,5	32,3	acid	28,3	24,0
high	24,0	20,2	14,7	9,7	9,2	9,4	18,1	14,8	neutral	17,3	13,8
very high	6,3	6,4	9,4	5,6	8,8	7,2	12,6	12,1	alkaline	0,5	0,9

From the results of the micro-parcel experiments it can be seen (Tab. 3) the time development (increases/decreases) of the plant-available phosphorus content and in the pH /KCl values expressed by the linear time trend equations ($y = a + b.t$). The increases of the plant-available phosphorus content are incomparably higher in the 2nd group of soils. The higher effectiveness of fertilizing is a result of more beneficial values of soil reaction and of the soil resistance to acidification (Damaška, Voplakal, 1986; Mano, Hague, 1991). In the 1st group of soils with unsaturated sorption complex an overwhelming portion of phosphorus input in fertilizer is promptly bound to hardly available forms – particularly to the fraction of Fe-phosphates – and in this way the effectiveness of phosphoric

fertilizing (the proportion of available phosphorus formed from the total phosphorus application rate supplied by fertilizers) is relatively low (treatment No. 1).

A gradual decrease in the high values of pH/KCl has observed in treatment No. 2 (Tab. 3) under the new fertilizing scheme that originally received intensive liming. The previous (original) liming was superfluous especially for soils of 2nd group resulting into partial retrogradation due to formation of tertiary calcium-phosphates. The consequences of such previous excessive liming (treatments 2, 5 and 6) have being gradually minimized during the new experimental stage using mostly low application rates of fertilizers and high doses of organic fertilizer, accompanied by a decrease in pH/KCl level towards a neutral reaction (Tab. 3).

Nevertheless, the previous liming formed quite favourable conditions for the desirable transformations of soil phosphate fractional composition (Rab, Guaggio, 1990) during the present fertilization stage. Even for the soils of the 1st group – resulting in soils of both groups in great increase of the plant available phosphorus level and in the positive development in the soil phosphate regime indices (Tab. 3 and 4). The increases in the plant available phosphorus content are – as awaited – significantly greater in the soils of second group in all the experimental treatments. Not only during present mineral fertilizing on the plots previously manured with high rates of compost (variant 3), but also during the present application of heavy doses of compost on the plots previously intensively fertilized with mineral fertilizers (variant 4) and with heavy doses of mineral fertilizers and of ground limestone (variant 5). The soils of the second group also show greater stability of the available phosphorus level in the treatment that do not currently comprise phosphoric fertilizer nor manuring (treatment No.6- „control variant“).

Differences can be observed between the time development of available phosphorus content and trends of the values of soil phosphate regime indices. In the treatment that are currently applied neither phosphoric fertilizer nor organic manure (treatment 6 - „zero variant“ during the present fertilization stage) there was no decrease in the content of available phosphorus content till now (Tab. 3) due to continuing mobilization of phosphate reserves accumulated in the soil during the intensive fertilization and manuring in the original (preceding) experimental stage.

Tab. 3 *Time development of the plant-available Phosphorus content and of the pH / KCl values*

variant	P-available (mg P.kg ⁻¹)		pH/KCl	
	1 st soil group	2 nd soil group	1 st soil group	2 nd soil group
1	14,7 + 7,9.t	31,9 + 18,1.t	5,08 – 0,11.t	5,59 + 0,09.t
2	41,9 + 5,3.t	46,0 + 18,2.t	7,61 – 0,22.t	7,73 – 0,25.t
3	68,5 + 4,8.t	89,5 + 14,3.t	5,99 – 0,02.t	6,23 – 0,02.t
4	123,6 + 15,5.t	147,9 + 15,5.t	4,55 + 0,13.t	5,19 + 0,03.t
5	107,1 + 6,1.t	133,1 + 15,0.t	7,21 – 0,20.t	7,54 – 0,21.t
6	136,1 + 3,5.t	182,4 + 8,4.t	7,36 – 0,20.t	7,54 – 0,22.t

Tab. 4 *Time development (linear trends) of the soil phosphate regime indices values: of the soil phosphate sorption index (SI) and of the intensity index (FI) in the experimental variants (topsoil)*

variant	SI-values trends		FI-values trends	
	1 st soil group	2 nd soil group	1 st soil group	2 nd soil group
1	6,35 – 0,35.t	5,50 – 0,20.t	0,095 + 0,004.t	0,143 + 0,009.t
2	3,55 – 0,11.t	3,80 – 0,22.t	0,475 + 0,032.t	0,228 + 0,022.t
3	2,90 – 0,17.t	2,80 – 0,20.t	0,745 + 0,050.t	0,898 + 0,020.t
4	2,60 – 0,13.t	2,60 – 0,17.t	0,947 + 0,041.t	1,048 + 0,015.t
5	2,90 – 0,25.t	2,85 – 0,16.t	1,236 + 0,022.t	1,028 + 0,079.t
6	2,05 + 0,14.t	2,13 + 0,03.t	1,739 – 0,045.t	1,846 – 0,006.t

However, the deficit balance is instantly indicated by the indices of phosphate regime, e.g. intensity, capacity and sorption indices (Tab. 4). The soil regime indices apparently react to changes in the conditions of the studied soils more readily than do the extraction methods used for determination

of the plant available phosphorus supply. Values of the sorption index SI determined according to method by Bache, Williams (1971) have an inverse (antithetical) character as an „index of non-saturation“ of the soil sorption capacity with plant available phosphate: the lower a degree of P-sorption saturation is the higher are the SI-values (Pirkel, Voplakal, 1981).

CONCLUSIONS

The results also document very positive effects of organic fertilization on the soil phosphate regime. The diverse phosphate regime of the two soil groups is reflected by different time patterns not only of plant available phosphorus content but also of the values of phosphate regime indices (Tabs. 3 and 4) in the particular experimental treatments. Trends of a time increase in available phosphorus content show even steeper patterns in compost-applied treatments (variants 4 and 5) in comparison with those applied reduced super phosphate fertilizing rates (Tab. 1).

Manuring significantly promotes an increase in available phosphorus content by reducing the formation of hardly available Fe-phosphate fraction and benefiting the more easily available fractions (Voplakal, 2003). It turned out to have also residual effects: with regard to treatment 3, which were applied heavy compost rates in the previous period, under the present fertilizing scheme when currently applied reduced rates of phosphoric fertilizer they show considerable increase in available phosphorus content.

The fact that organic fertilizing promotes a phosphate mobilization in the soil (transforming potentially available reserves of soil phosphorus in the accessible forms for plants (Voplakal, 1984) was proved. The share of phosphorus transformed from phosphoric fertilizer to available forms is proportionate to the amount of organic manure applied to the soil (either simultaneously with mineral fertilizer or previously). All there has demonstrated in experiments where the soil was incubated with different organic matter (Voplakal, Sirovy, 1986).

It has proved that application of organic fertilizers benefits the soil phosphate regime not only in the plough layer, but also in the subsurface soil layer (Tab. 5). Certain increase in the content of plant available phosphorus and in the values of its soil phosphate regime capacity index FQ (Amer et al.1955) in the subsoil was determined in manured treatments (variants 1 – 2 and 4 – 5). It is well known, there is difficult to increase the content of available phosphorus in the subsoil by common application of phosphoric fertilizers, because of an intensive and fast soil-phosphate sorption. The prevailing amount of phosphorus applied remains fixed in the place of application – in the topsoil (Voplakal, 1993) and so the disproportion in the plant available phosphorus concentration between the upper and deeper soil layers would still increase in this way.

Tab. 5 *Time development of the soil phosphate capacity index (FQ) in the topsoil and in the subsoil*

variant	FQ-values trends in the topsoil		FQ-values trends in the subsoil	
	1 st soil group	2 nd soil group	1 st soil group	2 nd soil group
1	10,6 + 0,67.t	14,3 + 3,35.t	13,1 + 1,38.t	11,5 + 1,43.t
2	40,4 + 1,94.t	18,2 + 4,30.t	20,0 + 3,10.t	11,3 + 1,86.t
3	48,3 + 2,74.t	82,9 + 3,87.t	37,3 – 1,67.t	44,3 – 3,89.t
4	70,0 + 2,95.t	96,8 + 3,94.t	23,5 + 0,69.t	20,7 + 3,04.t
5	80,0 + 1,79.t	86,5 + 5,97.t	21,9 + 2,71.t	21,1 + 3,00.t
6	92,9 – 0,30.t	117,5 – 0,87.t	51,1 – 2,15.t	42,1 – 3,10.t

Consequently, organic fertilizing can be one of the few ways of diminishing the disproportion in available phosphorus content between the topsoil and subsoil (Tab. 5). It was confirmed that the soil phosphate regime is beneficially influenced particularly in treatments where the organic manuring was used that promoted an increase in the plant-available phosphorus content due to lowering of the less available Fe- phosphates. It promotes the mobilization processes of the potentially plant-available soil phosphate reserve that resulted in a further increase of the phosphate regime indices.

REFERENCES

- Amer, F., Bouldin, D., Black, C.A. (1955): Characterization of soil phosphorus by anion exchange resin absorption and ^{32}P equilibrium. *Plant and Soil*, 6, 391-408.
- Aslying, H.C. (1954): The lime and phosphate potential of soils, the mobility and availability of phosphates. *Royal Veter. Agric. Yearbook*, 1-50.
- Damaška, J. and Voplakal, K. (1981): Ukazatelé fosforečného režimu půd v závislosti na intenzitě hnojení. *Plant Production* 27, 5, 503-509.
- Damaška, J. and Voplakal, K. (1986): Influencing regime factors of soil phosphorus by increased doses of phosphorus fertilizer and limestone. *Scientific works of the RISWC Prague* 4, 85-91.
- Mano, T. and Hague, I. (1991): Forms and distribution of inorganic phosphates and their relation to available phosphorus. *Tropical Agriculture*, 68, 2-8.
- Mehlich, A. (1978): New extractant for test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium and calcium. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 9, 477-485.
- Pirkl, J. and Voplakal, K. (1981): Studium des Phosphatregimes in gewählten Bodentypen durch Faktoren der Intensität, Kapazität und Kinetik. *Plant Production-Prague* 276, 12, 1233-1241.
- Rab, D. and van Guaggio, J.A. (1990): Extractable phosphorus availability indexes as affected by liming. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 21, 1267-1276.
- Voplakal, K. and Sirový, V. (1986): Effekt inkubirovanija pochvy s nektorimi organichesкими veschestvami otnositelno mobilnosti pochvennych fosfatov. *Scientific works of the Research Institute for Soil and Water Conservation Prague* 4, 93-97.
- Voplakal, K. (1984): The effect of application of readily decomposed organic matters on behaviour of Soil Phosphorus. *Scientific works of the RISWC Prague* 2, 42-47.
- Voplakal, K. (1993): The development of the phosphate regime in the luvisol as influenced by the long-continued fertilization system. *Plant Production (Plant, Soil, Environment)* 5, 291-295.
- Voplakal, K. (2001): Phosphorus in the soil. *The yield (Prague)*, 3, 24-27.
- Voplakal, K. (2003): The content of phosphoric acid, its fractional composition and its changes in the main soil types. 2. *Slovenske Pedologicke Dni (Soc. Pedologica Slovaca –Proceedings)*, 459-464.

MAPOVÉ VYJÁDŘENÍ POTENCIÁLNÍ ZRANITELNOSTI PŮD DEGRADACÍ V MODELOVÉM ÚZEMÍ ČR

Map of Soil Potential Vulnerability to Degradation in the Pilot Area of Czech Republic

**Jan VOPRAVIL, Kamila KUCHAROVÁ, Tomáš KHEL, Pavel NOVÁK,
D. VETIŠKOVÁ**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, Praha 5 – Zbraslav,
156 27 Praha, Česká republika, e-mail: jan@vumop.cz*

Metodický postup zpracování potenciální zranitelnosti půd degradací v modelovém území vychází z půdoznalecké databáze bonitovaných půdně-ekologických jednotek (BPEJ) české bonitační soustavy. Tato základní databáze se skládá z části grafické a z části numerické a obsahuje údaje o významných charakteristikách zemědělských půd, klimatu, reliéfu terénu a vláhovém režimu lokalit pro celé území České republiky.

Modelové území se nachází v oblasti Východočeské tabule na pravém břehu Labe západně od města Hradec Králové a Pardubice. Lokalita zahrnuje 27 katastrů a je přibližně ohraničena obcemi Roudnice – Kasanice – Rybitví – Krásnice. Substrátově a půdně se jedná o velmi pestré území, které umožnilo dobrou diferenciaci zobrazení potenciální zranitelnosti půd různými typy degradace. Sever území tvoří zejména skupiny půd černozemí, hnědozemí a luvizemí, jižní část skupiny půd hydromorfních, fluvizemí a velmi lehkých půd na píscích a štěrkopíscích. Střední oblast je půdně nejpestřejší, střídají se zde půdy černozemní, hnědozemní, půdy rendzin a pararendzin, hydromorfních půd a pseudoglejových půd.

Na modelovém území byly stanoveny hodnoty faktoru erodovatelnosti půd (K-faktor), potenciální zranitelnost půd vodní erozí (vyjádřena součinem K a S faktoru), potenciální zranitelnost půd acidifikací a potenciální zranitelnost podorní a spodiny pedokompakcí.

Faktor erodovatelnosti půdy je jedním ze šesti faktorů univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (Wischmeier, Smith, 1978). Je definován jako odnos půdy v $t \cdot ha^{-1}$ na jednotku faktoru erozní účinnosti deště R z jednotkového pozemku o délce 22,13 m, sklonu 9 % a udržovaného jako kypřený úhor.

Mapa názorně ukazuje oblasti ČR, kde je půda nejnáchylnější k vodní erozi, to však nemusí nutně znamenat, že tam eroze probíhá, protože působí ještě další faktory univerzální rovnice (erozní účinnost deště, sklon, délka svahu, vegetační kryt a účinnost případných protierozních opatření).

Součin faktoru erodovatelnosti půdy K a faktoru sklonu svahu S univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (Wischmeier, Smith, 1978) již vyjadřuje potenciální zranitelnost půd vodní erozí v modelovém území. Na mapovém zobrazení je názorně vidět jen mírné ohrožení území vodní erozí v důsledku jeho mírné sklonitosti.

Zranitelnost acidifikací závisí zejména na obsahu a složení organických látek, podílu vysokodisperzní minerální složky půdy (obsahu a kvality jílu), obsahu $CaCO_3$ v půdě a půdotvorném substrátu. Při vyhodnocování se vycházelo z maximální sorpční kapacity MKK (T) a z nasycenosti sorpčního komplexu V. Na modelovém území převažuje potenciální zranitelnost půdy vyšší střední až vysoká.

Pedokompakce je důsledkem fyzikální degradace půdy a rozpadu půdní struktury. Je způsobena zejména acidifikací půdy, úbytkem organické hmoty, utužováním půd těžkými mechanizmy, pěstováním monokultur a také užíváním vysokých dávek hnojiv. Při vyhodnocování se vycházelo z fyzikálních vlastností půd (zrnatosti, objemové hmotnosti a pórovitosti). Na modelovém území převažuje potenciální zranitelnost podorní a spodiny kompakcí vyšší střední.

Prezentované výsledky a jejich mapové vyjádření vycházejí z řešení výzkumného záměru MZe – M – 07 – 99 – 01.

Klíčová slova: mapování, degradace půdy, zranitelnost, modelové území

Key words: mapping, soil degradation, vulnerability, pilot territory

MOŽNOSTI VYUŽITÍ FYTOEXTRAKČNÍCH TECHNIK PŘI REMEDIACI KONTAMINOVANÝCH PLOCH RIZIKOVÝMI PRVKY

Phyto-extraction Techniques Use Possibilities at Remediation of the Areas Contaminated with Risk Elements

Markéta VYSLOUŽILOVÁ¹, Pavel TLUSTOŠ², Jiřina SZÁKOVÁ², Jan KOLÁŘ²

¹ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, Česká republika

² Katedra agrochemie a výživy rostlin, Agronomická fakulta, Česká zemědělská univerzita
v Praze, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, Česká republika, e-mail: vyslouzilova@vumop.cz

Abstrakt

Fytoextrakce je *in situ* metoda, která využívá rostlin pro odstranění kontaminantů (např. radionuklidů, kovů a organických látek) z půdy. Tato ekonomicky výhodná a „k přírodě přátelská“ technologie je vhodnou alternativou ke konvenčním remediačním postupům. Pro zvýšení fytoextrakce je třeba rychle rostoucích rostlin s vysokou schopností příjmu kovů a s vysokým výnosem biomasy. V této práci je vyhodnocena fytoextrakční účinnost sedmi klonů vrby pěstovaných v nádobovém pokusu po dobu dvou vegetačních období. K pokusu byly použity dvě, silně (fluvizem) a středně (kambizem), kontaminované půdy z okresu Příbram a jako kontrola nekontaminovaná černozem. Ačkoli extrémně vysoká kontaminace půdy Zn významně snížila výnos biomasy, vrby rostoucí na fluvizemi odebraly ze všech experimentálních půd největší množství Zn a As. Nejvíce Cd a Pb bylo odebráno z kambizemě. Ukázalo se, že značné množství Cd a Zn bylo odebráno sklizní nadzemní biomasy, zatímco As a Pb byly zadrženy v kořenech. Fytoextrakční účinnost vrby rostoucích na fluvizemi byla nedostačující, zatímco se vrby ukázaly jako vhodnými fytoextraktory Cd a Zn ze středně kontaminované kambizemě. Sklizi vrby bylo odebráno maximálně 22,2 % Cd a 4,3 % Zn pro kambizem a 1,8 % Cd a 0,5 % Zn pro fluvizem z celkového obsahu a 340 % Cd a 1 458 % Zn pro kambizem a 13,9 % Cd a 9,0 % Zn pro fluvizem z rostlinám přístupného množství Cd a Zn v půdě.

Klíčová slova: fytoextrakční techniky, remediace kontaminovaných půd, rizikové prvky

Abstract

Phyto-extraction is a site remediation strategy, which employs plants to remove soil contaminants (i.e. radio-nuclides, metals, and organics). This “environmental friendly” and inexpensive process is emerging as a viable alternative to traditional contaminated land remediation methods. For efficient phyto-extraction, fast growing plants with high metal uptake ability and rapid biomass are needed. This study evaluates phyto-extraction ability of seven willow clones planted in a pot experiment for two vegetation periods. Heavily (Fluvisol) and moderately (Cambisol) polluted soils from Příbram district and unpolluted (Chernozem) soil as control were used. Although the extremely high Zn contamination significantly reduced biomass production, willows planted on Fluvisol removed from all tested soils the largest amount of Zn and As. Willows from Cambisol achieved the largest Cd and Pb removal. Generally, it was shown that large amount of Cd and Zn were removed by aboveground biomass, whereas As and Pb were retained in the roots. Willow phyto-extraction ability was unsatisfactory for Fluvisol, whereas willows were shown as suitable phyto-extractors of Cd and Zn for moderately contaminated Cambisol. Maximal 22,2 % Cd and 4,3 % Zn for Cambisol and 1,8 % Cd and 0,5 % Zn for Fluvisol were removed by harvest from the total content and 340 % Cd and 1 458 % Zn for Cambisol and 13,9 % Cd and 9,0 % Zn for Fluvisol from bioavailable amount of Cd and Zn in soil.

Key words: phyto extraction techniques, contaminated areas remediation, risk elements

ÚVOD

Přibližně dvě desetiletí stará technologie zvaná fytoremediace je založená na konceptu využití přírody (rostlin) k čištění přírody (půdy a vody). Cílem fytoextrakce je akumulovat kontaminanty obsažené v půdě rostlinnými pletivy, především nadzemní biomasou, která je poté sklizena a vhodně zpracována (Salt et al., 1995). Rostliny, které lze použít pro fytoextrakci rizikových prvků (RP) z půdy, musí vykazovat vysokou akumulaci schopnost a vlastnost vysokého specifického příjmu RP musí být geneticky stabilní. RP jsou ve většině případů odstraňovány z půdy sklizní nadzemní biomasy, a proto je nezbytné, aby je rostliny transportovaly z kořenů do nadzemních částí rostlin. Pro dosažení vysokého odběru RP z plochy, je za potřeby vysoké produkce biomasy rostlin. Výhodou je, když má produkovaná biomasa další ekonomické využití (Greger a Landberg, 1999).

První studie rostlin, které akumulují nezvykle vysoké obsahy RP ve své biomase byly prováděny na endemických druzích rostlin vyskytujících se na metalických půdách. Tyto druhy jsou nazývány hyperakumulátory a Baker et al. (1994) je popisuje jako rostliny, které ve své nadzemní biomase koncentrují více než 1,0 % Zn a Mn, 0,1 % Ni, Pb, Co a Cu nebo 0,01 % Cd v suché hmotě, což představuje několikanásobně větší hodnoty obsahů RP než u běžně se vyskytujících rostlinných druhů.

V současné době bylo identifikováno přibližně 400 druhů rostlin hyperakumulujících převážně jeden specifický prvek (Ni, Pb, Cr, Mn), méně často dva prvky (Co a Cu, Cd a Zn), avšak ještě nebyl nalezen rostlinný druh s širším spektrem hyperakumulace. Z nejstudovanějších druhů lze uvést pro Ni např. *Alyssum bertolonii* a *murale*, *Seberia acuminata*. Co a Cu jsou akumulovány např. *Haumaniastrum robertii* nebo *Silene cobalticola*. *Thlaspi caerulescens* a *Arabidopsis halleri* mají schopnost akumulovat esenciální Zn spolu s neesenciálním Cd. Pouze Zn akumuluje např. *Viola calaminaria* (Khan et al., 2000, Brooks, 1998, Baker a Brooks, 1989).

Využití hyperakumulátorů pro fytoremediaci kontaminovaných půd má své nevýhody. V první řadě je zapotřebí dlouhého období než se půda vyčistí na akceptovatelnou úroveň, jelikož většina hyperakumulátorů je pomalu rostoucích, dosahuje malého výnosu biomasy, mělce zakořeňují, nebo jsou to plevelné druhy, které nemají definované růstové požadavky a charakteristiky (Kumar et al., 1995, Wenzel et al., 1999).

V poslední době byla značná pozornost věnována studiu rostlinných druhů, které dosahují vysokých výnosů biomasy a zároveň přirozeně akumulují ve svých pletivech zvýšené koncentrace těžkých kovů. Pro fytoextrakční využití byly testovány druhy jako *Cannabis sativa* (Linger et al. 2002), *Helianthus annuus* (Madejón et al. 2002), *Brassica juncea*, *Pisum sativum*, *Zea mays*, *Nicotiana tabacum* (Kumar et al. 1995, Huang et al. 1997, Keller et al. 2003). Bylo zjištěno, že přirozený fytoextrakční potenciál těchto druhů je i přes zvýšený příjem RP ve většině případů relativně nízký. Především příjem v půdě málo mobilních prvků rostlinami je pro přirozenou fytoextrakci nedostačující. Mobilitu a příjem nepřístupných RP (např. Pb) rostlinami však lze významně zvýšit aplikací různých organických i anorganických sloučenin (cheláty, kyseliny a soli) do půdy (Lombi et al. 2001, Chen et al., 2003). Více autorů však upozorňuje, že aplikace chelatačních činidel může mít nechtěný dopad na životní prostředí, především budou-li použita na substrátech s přítomností dalších více přístupných kovů, vyplavováním rizikových prvků do podzemních vod (Deram et al. 2000, Grěman et al. 2001).

Pokusy bylo potvrzeno (Robinson et al. 2000, Pulford a Watson 2002), že topoly (*Populus* spp.) a vrby (*Salix* spp.) mají značný potenciál pro přirozenou fytoextrakci Cd a Zn z kontaminovaných půd díky jejich vysokému výnosu biomasy a vysokému transferovému faktoru Cd a Zn do nadzemní biomasy. Velké množství druhů a hybridů rodu *Salix* představuje širokou genetickou variabilitu uvnitř rodu a bylo identifikováno mnoho druhů (např. *S. alba*, *S. viminalis*, *S. cinerea* a *S. caprea*) vyskytujících se na extrémně kontaminovaných plochách (Vandecasteele et al., 2002). V akumulaci RP a toleranci vrb vůči jejich zvýšeným obsahům v půdě byla zjištěna vysoká klonální variabilita.

Také údaje o stanovení délky vyčištění půdy na přijatelnou úroveň se velmi odlišují, přičemž nejvíce údajů lze v literatuře najít pro fytoextrakci Cd. Fytoremediace půd pomocí vrb je neúčinnější na půdách s mírně zvýšenými obsahy RP (Riddell-Black 1994, Greger a Landberg 1999, Vysloužilová et al. 2003a). Pro vyčištění půdy na hygienicky přijatelný obsah kadmia v půdě např. Felix (1997) uvádí délku fytoremediace 77 let, Greger a Landberg (1995) udávají 12 let, Greger a Landberg (1999) 20 – 25 let. Účinnost a délka fytoextrakce je závislá na původní hladině kontaminace půdy, na přístupnosti těžkých kovů rostlinám, na akumulaci těžkých kovů v nadzemní biomase a v neposlední řadě na výnosu biomasy.

Délka čištění půdy (odběr prvku) se může v průběhu fytoextrakce zvýšit vlivem zmenšování jeho celkového, ale i přístupného obsahu v půdě a následně nižšímu příjmu rostlinou. Vrby odebírají z půdy rizikové prvky v jim přijatelných formách a tyto mobilní formy nejrizikovější pro životní prostředí z půdy odčerpávají. Östman (1994) uvádí, že roční odběr Cd z půdy sklizní letorostů *Salix* spp. činí přibližně 3 až 4 % rostlinám přístupného Cd v půdě. Greger a Landberg, (1999) udávají, že až 35 % Cd z výměnné frakce v půdě bylo odebráno celou nadzemní biomasou vrb za 90 dní kultivace vrb v nádobovém pokusu. Eriksson a Ledin (1999) zjistili, že dlouhodobá kultivace (8 – 30 leté plantáže) *Salix* spp. významně snížila zastoupení Cd ve výměnné frakci v celém půdním profilu (0 – 65 cm), avšak na celkový obsah Cd v půdě měla zanedbatelný vliv.

V experimentální části příspěvku je vyhodnocena fytoextrakční účinnost vrb po dvou vegetačních obdobích a porovnává vzhledem k celkovým obsahům RP a k rostlinám přístupným podílům prvků v půdě.

MATERIÁL A METODY

V nádobovém vegetačním pokusu byla po dobu dvou let sledována fytoextrakční účinnost sedmi vysoko produkčních klonů *Salix* spp. původem z Výzkumného ústavu pro krajinu a okrasné zahradnictví v Průhonicích. K pokusu byly použity dvě kontaminované zeminy: fluvizem z nivy říčky Litavky s extrémní fluvialní kontaminací a kambizem s výrazně nižší kontaminací vlivem emisí. Jako kontrolní byla použita nekontaminovaná černozem Suchdol (tab. 1). Vrby byly pěstovány v plastových nádobách s 5 kg na vzduchu sušené zeminy, každá varianta ve čtyřech opakováních. Po sklizni byla biomasa rozdělena na listy, větve a kořeny, omyta deionizovanou vodou, stanovena její hmotnost, homogenizována a analyzována.

Rostlinný materiál byl mineralizován na suché cestě ve směsi plynů ($O_2 + O_3 + NO_x$) v přístroji APION (Miholová et al., 1993). Celkový obsah RP v půdě byl stanoven po dvoustupňovém rozkladu použitím APIONu a mokrého rozkladu ve směsi $HF + HNO_3$ (Mader et al., 1998). Pro stanovení rostlinám přijatelných RP byly půdní vzorky extrahovány $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ $CaCl_2$ (Novozamsky et al., 1993). Koncentrace RP v mineralizátech byla stanovena prvním rokem metodou atomové absorpční spektrometrie (VARIAN SpectraAA-400, Australia) plamenovou (Cd, Zn a Pb), bezplamenovou (Pb) a technikou generování hydridů (As). V druhém roce bylo měření prováděno metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (VARIAN Vista-Pro), pouze As v případě nízkých obsahů ve vzorcích byl stanoven pomocí AAS technikou generování hydridů. Analytická data byla ověřena použitím certifikovaného referenčního materiálu RM 12-02-03 Lucerne a RM 7001 Light Sandy Soil.

Tab. 1 Charakteristika půd a celkové obsahy (mg.kg^{-1}) rizikových prvků v použitých zemínách na počátku nádobového pokusu

Půda	Půdní typ	pH	C _{org.} (%)	As	Cd	Pb	Zn
Litavka	fluvizem	5,3	1,8	64,1	30,5	2 297	3 718
Příbram	kambizem	6,1	2,1	37,5	4,73	1 158	180
Suchdol	černozem	6,8	1,8	18,0	0,416	29,3	87,1

VÝSLEDKY A DISKUSE

V nádobovém pokusu byla potvrzena značná klonární variabilita v příjmu RP a zároveň snadná translokace Cd a Zn do nadzemních pletiv a oba prvky vykazaly vyšší akumulaci v listech v porovnání s letorosty, jak již bylo popsáno dříve Vysloužilovou et al. (2003a).

Dále bylo zjištěno, že odběr RP byl významně redukován na půdě s vysokým celkovým a zároveň rostlinám přijatelným obsahem zinku. To bylo potvrzeno na fluvizemi Litavka i na kontrolní černozemi Suchdol s přídavkem $2\,000 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$ (Vysloužilová et al., 2003b). Vysoká koncentrace Zn působila na rostliny vrb fytotoxicky a došlo k významné redukci výnosu biomasy. Zn byl rostlinami vrb přijímán a translokován do nadzemní biomasy i přes jeho fytotoxické působení, v listech vrb rostoucích na fluvizemi Litavka bylo nalezeno $1\,405$ až $4\,509 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$ (34 – 48 % z celkově přijatého Zn).

Olovo bylo převážně blokováno v kořenech a v listech vrb bylo nalezeno pouze 0,1 až 4,2 % Pb z celkového přijatého množství Pb rostlinou (0,6 až 29,5 mg Pb.kg⁻¹ v listech vrb z fluvizemě Litavka). I obsahy As v listech vrb ze silně kontaminované fluvizemě Litavka byly nízké, pohybovaly se v rozmezí od 1,1 do 18,0 mg As.kg⁻¹, což představovalo 1 až 5 % celkově přijatého As rostlinou. Z celkově přijatého Cd do rostlin z fluvizemě Litavka bylo 16 až 45 % translokováno do listů (12 – 163 mg Cd.kg⁻¹). Obsahy RP v nadzemní biomase se zvyšovaly se zvyšujícími se celkovými obsahy (tab. 1) i přístupnými podíly RP (tab. 2) v půdě. Obecně lze shrnout, že nejvyšší obsahy RP byly nalezeny v pletivech vrb pěstovaných na fluvizemi Litavka, nižší na kambizemi Příbram a nejnižší na kontrolní černozemi Suchdol.

Tab. 2 *Přístupný podíl z celkového obsahu rizikových prvků (%) v půdách na počátku nádobového pokusu*

Půda	As	Cd	Pb	Zn
Litavka	2,81	12,6	0,07	5,87
Příbram	0,24	6,57	0,04	0,29
Suchdol	0,32	0,93	0,06	0,08

Přesto, že byla nejvyšší akumulace RP zjištěna v biomase vrb pěstovaných ve fluvizemi Litavka, snížení výnosu biomasy mělo za následek redukcí fytoextrakční účinnosti vrb na takto kontaminované půdě. Na obr. 1 je znázorněna fytoextrakční účinnost sedmi klonů vrb pěstovaných na třech experimentálních půdách vyjádřena jednak celkovým odběrem RP sklizní biomasy z nádoby, tak i udáním celkových remediačních faktorů za dvě vegetační období. Remediační faktor (Rf) zde vyjadřuje podíl prvku odebraného sklizní biomasy z celkového obsahu prvku v půdě.

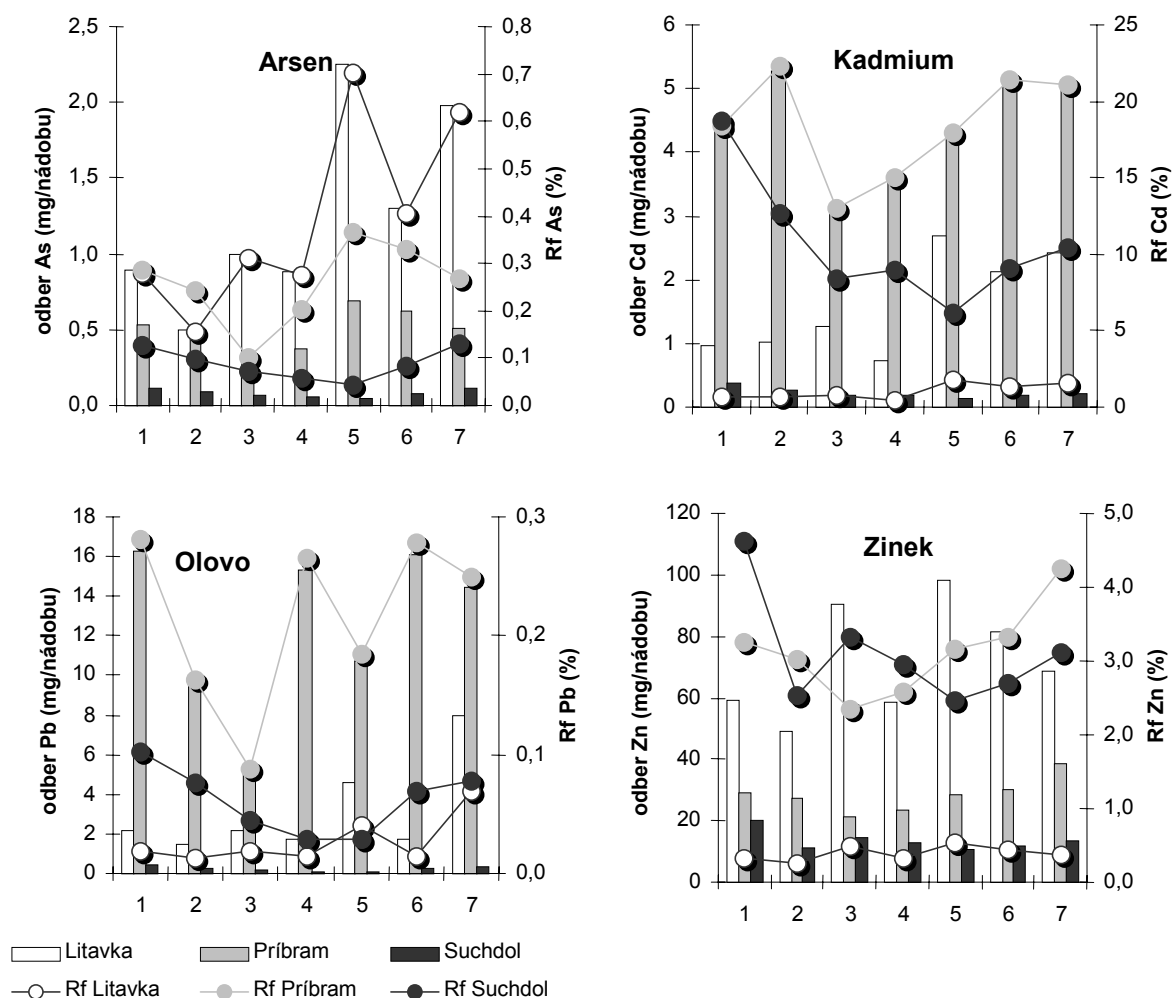
Celkově byl nejvyšší odběr Cd dosažen sklizní biomasy vrb z kambizemě Příbram díky největšímu množství vyprodukované biomasy společně s vysokým příjmem Cd do pletiv vrb. Nejvyššího odběru Zn bylo dosaženo na fluvizemi Litavka, což bylo ovlivněno významně vyšším příjmem Zn do rostlinných pletiv (především listů), i přes značnou redukcí výnosu. Oba prvky byly nejméně odebrány z kontrolní černozemě Suchdol. As byl nejvíce odebrán z fluvizemě Litavka, a to především kořeny, přesto odběr As sklizní biomasy včetně kořenů nepředstavoval ani 1 % z celkového obsahu As v půdě. Hlavním faktorem, který ovlivnil značně vyšší odběr Pb klony vrb z kambizemě Příbram v porovnání s fluvizemí Litavka, byl podstatně vyšší výnos biomasy a srovnatelný příjem Pb z kambizemě i fluvizemě. Celkově byla prokázána velice nízká schopnost vrb odebrat Pb z půdy, kdy nejvyšší celkový Rf nedosahoval ani 0,3 % při sklizni biomasy za dvě vegetační období včetně kořenů. Vrby lze doporučit pro využití k fytoextrakci Cd a Zn na středně kontaminované půdě, kdy za dvě vegetační období bylo sklizní biomasy odebráno až 22,3 % Cd a 4,3 % Zn z celkového obsahu obou prvků v kambizemi Příbram. Vzhledem k silné kontaminaci fluvizemě Litavka byl z půdy sklizní vrb odebrán podstatně nižší podíl Cd a Zn z jejich celkového obsahu v půdě (< 2 % Cd a < 1 % Zn).

Mimo jiné cílem fytoextrakce je vyčištění kontaminované půdy na úroveň, kdy je opět umožněno pěstování zemědělských plodin bez možné kontaminace potravního řetězce. Za tímto účelem by bylo dostačující biomasou odebrat biopřístupnou frakci RP z půdy. Tuto strategii lze však využít pouze v případě, že mobilita RP nebude v průběhu vegetace rostlin určených pro fytoextrakci vlivem biotických či abiotických faktorů měněna. V tab. 3 jsou porovnány střední hodnoty Rf stanovené pro sedm klonů vrb pro sledované RP a experimentální půdy. Z porovnání Rf stanovených pro celkový a rostlinám přístupný obsah RP v půdě vyplývá, že sklizní biomasy vrb z fluvizemě Litavka nedošlo za dvě vegetační období k vyčerpání přístupných RP. V případě Cd a Zn bylo odebráno přibližně 6 % z jejich mobilní zásoby v půdě, nejvíce bylo odčerpáno olovo (26 %). Z kambizemě Příbram, kde podíl přístupných RP byl významně nižší než ve fluvizemi Litavka došlo k odčerpání všech sledovaných RP i z jejich méně mobilních frakcí v půdě. Z kontrolní černozemě Suchdol bylo z méně přístupných frakcí RP odčerpáno nejvíce Zn a Cd. To opět ukazuje na snadný příjem obou prvků vrbami. V případě nízkého podílu přístupných RP v půdě bylo odebráno z méně přístupných frakcí více Zn než Cd.

Pro stanovení fytoextrakční účinnosti rostlin je vhodnějším parametrem stanovení Rf pro celkové obsahy RP v půdě, neboť různými procesy půdě, především v rhizosféře dochází k postupné mobilizaci RP v půdě (Gobran et al., 2001). Pro porozumění vztahů mezi půdou, kořeny rostlin

a mobilitou RP je nezbytné sledování chování RP v rhizosféře rostlin. Dále je nezbytné fytoextrakční účinnost vrb ověřit v polních podmínkách.

Obr. 1 Celkový odběr As, Pb, Cd a Zn – osa y (mg z nádoby) a celkové Rf – vedlejší osa y' pro sedm klonů vrb (1. *S. x smithiana* S-218, 2. *S. x smithiana* S-150, 3. *S. viminalis* S-519, 4. *S. alba* S-464, 5. *S. alba* 'Pyramidalis' S-141, 6. *S. dasyclados* S-406, 7. *S. x rubens* S-391) a tři experimentální půdy



Tab. 3 Remediační faktory (%) stanovené pro celkový (Rf celk.) a přístupný (Rf extr.) obsah vybraných RP v půdě (medián pro sedm sledovaných klonů)

	Litavka		Příbram		Suchdol	
	Rf celk.	Rf extr.	Rf celk.	Rf extr.	Rf celk.	Rf extr.
As	0,31	11,1	0,3	114	0,08	25,7
Pb	0,02	25,8	0,2	674	0,07	74,1
Cd	0,83	6,6	18,4	280	9,1	969
Zn	0,37	6,3	3,2	1 082	2,9	3 889

Poděkování:

Autoři děkují za finanční podporu získanou v rámci projektu NAZV QD 1256.

LITERATURA

- Baker A.J.M., Brooks R.R. 1989: Ecology and Phytochemistry. Biorecovery 1, 81-126.
- Baker A.J.M., McGrath S.P., Sidoli C.M.D., Reeves R.D. 1994: Resources, Conservation and Recycling, 11, 41-49.
- Brooks R.R. 1998: CAB International, UK.
- Deram A., Petit D., Robinson B., Brooks R.R., Gregg P., Van Halluwyn Ch. 2000: Commun. Soil Sci. Plant Anal. 31 (3-4), 413-421.
- Eriksson J., Ledin S. 1999: Water Air Soil Pollut. 114, 171-184.
- Felix H.R. 1997: Z Pflanzenernähr Bodenkd 160, 525-529.
- Gobran G.R., Wenzel W.W., Lombi E. 2001: CRC Press LLC, USA.
- Grčman H., Velikonja-Bolta Š., Vodnik D., Kos B., Leštan D. 2001: Plant and Soil 235, 105-114.
- Greger M., Landberg T. 1999: International Journal of Phytoremediation 1, 115-123.
- Greger M., Landberg T. 1995: Proc. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Element, Contaminated Soils. Paris, France, 505-511.
- Huang J.W., Chen J., Berti W.R., Cunningham S.D. 1997: Environ. Sci. Technol. 31, 800-805.
- Chen Y.X., Lin Q., Luo Y.M., He Y.F., Zhen S.J., Yu Y.L., Tian G.M., Wong M.H. 2003: Chemosphere 50(6): 807-11.
- Keller C., Hammer D., Kayser A., Richner W., Brodbeck M., Sennhauser M. 2003: Plant and Soil 249 (1), 67-81.
- Khan A.G., Kuek C., Chaudhry T.M., Khoo C.S., Hayes W.J. 2000: Chemosphere 41, 197-207.
- Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I. 1995: Environmental science & Technology, Vol. 29, No. 5, 1232-1238.
- Linger P., Müssig J., Fischer H., Kobert J. 2002: Industrial Crops and Products 16, 33-42.
- Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., McGrath S.P. 2001: J. Environ. Qual. 30: 1919-1926.
- Madejón P., Murillo J.M., Maraňón T., Cabrera F., Soriano M.A. 2002: The Science of the Total Environment 307 (1-3): 239-257.
- Mader P., Száková J., Miholová D. 1998: Analusis, 26, 121-129.
- Miholová D., Mader P., Száková J., Slámová A., Svatoš Z. 1993: Fresenius J. Anal. Chem., 51, 256-260.
- Novozamsky J., Lexmond T.M., Houba V.J.H. 1993: Int. J. Environ. Anal. Chem., 51, 47-58.
- Östman G. 1994: Proc. Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewater and Sludges – A Biological Purification System. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 153-155.
- Pulford I.D., Watson C. 2002: Environment International 1032, 1-12.
- Riddell-Black D. 1994: Proc. Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewater and Sludges – A Biological Purification System. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 145-151.
- Robinson B.H., Mills T.M., Petit D., Fung L.E., Green S.R., Clothier B.E. 2000: Plant and Soil 227, 301-306.
- Salt D. E., Blaylock M., Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I. 1995: Biotechnology 13, 468-474.
- Vandecasteele B., De Vos B., Tack F.M.G. 2002: The Science of the Total Environment 299, 191-205.
- Vysloužilová M., Tlustoš P., Száková J. (2003a): Plant, Soil and Environment, 49 (12): 542-547.
- Vysloužilová M., Tlustoš P., Száková J., Pavlíková D. (2003b): Plant, Soil and Environment, 49 (5): 191-196.
- Wenzel W.W., Adriano D.C., Salt D., Smith R. (1999): ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA. *Bioremediation of Contaminated Soils*, Agronomy Monograph no. 37, 457-508.

VODNÁ ERÓZIA VO VZŤAHU K TOPOGRAFICKÉMU POTENCIÁLU A KRAJINNEJ ŠTRUKTÚRE

Water Erosion in Relationship to the Topographic Potential and Landscape Structure

Adriana ZLACKÁ

*Katedra geografie a regionálneho rozvoja, Fakulta humanitných a prírodných vied,
Prešovská univerzita, Ul. 17. novembra č. 1, 080 01 Prešov, azlacka@unipo.sk*

Abstrakt

Príspevok prezentuje hodnotenie potenciálneho erózneho ohrozenia územia v prostredí geografických informačných systémov (GIS) na základe analýzy topografického potenciálu pre eróziu, ktorý bol odvodený s využitím teórie jednotkového toku ako funkcia prispievajúcej plochy na jednotkový úsek vrstevnice a sklonu svahu. Pozornosť sa sústreďuje na analýzu a interpretáciu priestorového rozšírenia, charakteru a intenzity zrážkovou vodou indukovaných erózných procesov vo vzťahu k topografickému potenciálu pre eróziu a krajinnej štruktúre, na príklade územia v JV časti Spišskej Magury.

Kľúčové slová: erózia, topografický potenciál, krajinná štruktúra

Abstract

The aim of the article is to assess the hazard of the soil water erosion using a geographical information system (GIS), particularly on the analysis of topographic potential for erosion. The spatial distribution of areas was modelled using the approach based on the unit stream power, what it is a function of the unit area per contour and slope gradient. We have focused on the analysis and interpretation of the spatial distribution, types of the real erosion forms and intensity of the erosion processes in the relation to topographic potential for erosion and the landscape structure in the SE part of the Spišská Magura.

Key words: erosion, topographic potential, landscape structure

ÚVOD

Identifikácia areálov potenciálne ohrozených zrážkovou vodou indukovanými eróznymi procesmi môže pomôcť pri plánovaní ľudských aktivít v krajine, pri ktorých dochádza k zmenám, alebo odstráneniu vegetačnej pokrývky (napr. zmena veľkosti a charakteru využívania pozemkov, tvorba turistických chodníkov, zväžníc, resp. poľných a lesných ciest s nespevneným povrchom), v zmysle udržateľného rozvoja. Kvalitatívne lepšie vyjadrenie vplyvu reliéfu na charakter, koncentráciu a intenzitu povrchového toku, a tým aj presnejšiu lokalizáciu areálov s najviac ohrozenou pôdou umožňujú geografické informačné systémy.

V príspevku prezentujeme parciálne výsledky výskumu erodovanosti geokomplexov v JV časti Spišskej Magury, so špeciálnym zreteľom na analýzu vplyvu morfometrických vlastností reliéfu a krajinnej štruktúry na ronové procesy, pri zohľadnení vybraných vlastností pôd. Reálnu erodovanosť porovnávame s erodibilitou, vyjadrenou prostredníctvom topografického potenciálu pre eróziu. Skúmané územie s rozlohou 2 432 ha má totožný priebeh s hranicami katastrálnych území Vyšné a Nižné Ružbachy, len v južnej časti tvorí hranicu vodný tok Popradu.

METODIKA VÝSKUMU

a) Topografický potenciál územia pre eróziu

Vo všeobecnosti je známe, že spomedzi morfometrických charakteristík reliéfu zásadne vplyva na intenzitu povrchového odtoku, a tak i na erózne-akumulačné procesy **sklon reliéfu**. Jeho vplyv môže umocňovať aj spolupôsobenie ďalších morfometrických parametrov, ako je **dĺžka svahu**, **geometrická forma**, **expozícia svahu** a **veľkosť integrovanej plochy**, pomocou ktorej je možné vyjadriť vplyv vyššie ležiaceho územia na procesy v danom bode (Miklós, 1991, Minár, 1998). Integrovaná **prispievajúca plocha** je plocha reliéfu, z ktorého voda steká do daného bodu na reliéfe (Hofierka, 1997), je to vlastne **mikropovodie** prislúchajúce k bodu vo vrstevnicovo konkávných formách georeliéfu (Miklós, 1991, Minár, 1998). Vo vzťahu k erózne-akumulačným procesom je dôležitý fakt, že tieto areály vyjadrujú konvergenciu a divergenciu tečenia vody po georeliéfe.

Pre hodnotenie vplyvu reliéfu na erózne procesy sa vo veľkých mierkach využívajú rôzne modifikácie známeho empirického modelu USLE, kde je vzťah reliéfu a erózie vyjadrený pomocou **LS faktora**, vychádzajúceho zo sklonu a dĺžky svahu (Wischmeier, Smith, 1978). V modeli USLE sa teda uvažuje s priebehom erózných procesov pozdĺž spádnic a nezohľadňuje sa vplyv reliéfu na konvergenciu a divergenciu toku. Kvôli lepšiemu vyjadreniu vplyvu reliéfu na eróziu bol preto použitý **modifikovaný faktor LS**, reprezentujúci **topografický potenciál pre eróziu** v bode na svahu, odvodený na základe teórie jednotkového toku, ktorý je funkciou prispievajúcej plochy na jednotkový úsek vrstevnice a sklonu svahu (Mitášová et al. 1996):

$$LS=(m+1).(U/22,13)^m.((\sin\beta)/0,09)^n \quad (1)$$

kde LS – topografický faktor; U – prispievajúca plocha na jednotku dĺžky vrstevnice (v $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-1}$); β – uhol sklonu svahu v stupňoch; konštanta 22,13 – dĺžka štandardnej USLE plochy v metroch; konštanta 0,09 = 9 % = 5,15° – sklon štandardnej USLE plochy. Hodnoty exponentov sa pohybujú v rozsahu pre $m = 0,2 - 0,6$ a $n = 1,0 - 1,3$, pričom nižšie hodnoty sa používajú pri prevládajúcom plošnom splachu, vyššie pri prevládajúcej stružkovej erózii, ak nie je známy prevládajúci typ odtoku zvyčajne sa používa $m = 0,4$ a $n = 1,3$ (Neteler, Mitášová, 2002).

Bázou pre odvodenie morfometrických charakteristík reliéfu skúmaného územia a topografického potenciálu pre erodibilitu geokomplexov bol **lokálny digitálny model reliéfu**, vytvorený v prostredí programu GRASS GIS 5.3 v mozaikovom (rastrovom) údajovom formáte s priestorovým rozlíšením bunky (pixla) rastra 10 metrov. Vstupnými údajmi pre jeho tvorbu bola množina 274 840 bodov s priradenými hodnotami súradníc x , y , z , ktoré boli získané manuálnou vektorovou digitalizáciou (vektORIZáciou) zo skenovaných vrstevníc základných máp 1:10 000.

Údaje získane fotogrametricky a geodeticky sa vyznačujú väčšou presnosťou, no po zohľadnení finančnej náročnosti a vlastnej dostupnosti boli uprednostnené vrstevnice, pričom boli urobené aspoň korekcie chýb pri priebehu vrstevníc a priradení výškového atribútu. Prípravná fáza tvorby DMR (georeferencovanie, vektorizácia, export vrstevníc z vektorového formátu do špecifického bodového vektorového formátu „site“ pre GRASS GIS) bola realizovaná v prostredí programu ArcView GIS 3.2a.

Z teoreticko-metodologického hľadiska je najnáročnejšou časťou tvorby DMR interpolácia. Veľmi dobré výsledky v tomto smere má skupina interpolačných metód nazývaných globálne bázové splajny (pozri Hofierka, Šúri, Cebecauer, 1998). Pri tvorbe DMR skúmaného územia bol preto použitý **regularizovaný splajn s tenziou**, kontrolovaný parametrami tenzie a zhladzovania s možnosťou priameho výpočtu morfometrických ukazovateľov reliéfu (Mitášová, Mitáš (1993), Mitášová, Hofierka (1993)). Vychádzajúc z poznania reálneho reliéfu skúmaného územia a mierky bol použitý parameter tenzie 20, zhladzovania 1 a minimálna vzdialenosť medzi bodmi 7 m.

Z vypočítaného DMR boli v GRASS GIS 5.3 odvodené pomocou funkcie *s.surf.rst* aj hodnoty sklonu reliéfu, orientácie, normálovej a horizontálnej krivosti reliéfu; pomocou funkcie *r.flow* bola z DMR vypočítaná dĺžka spádových kriviek a prispievajúca plocha. Výsledný modifikovaný LS faktor bol vypočítaný pomocou rastrového mapového kalkulátora *r.mapcalc*. Výsledné hodnoty topografického faktora, predstavujúceho bezrozmerné číslo, boli preklasifikované do troch kategórií: nevýrazný (0 – 4,0), výrazný (4,1 – 15,0) a veľmi výrazný (nad 15,0) topografický potenciál pre erodibilitu geokomplexov.

b) Výskum erodovanosti geokomplexov

Erózne procesy a ich prejavy boli mapované a analyzované v rámci **veľkomierkového detailného geoeologického** (komplexného fyzicko-geografického) výskumu v mierke 1:10 000. V skúmanom území boli vyčlenené elementárne geomorfologické areály, ktoré sa vyznačovali relatívnou homogenitou z hľadiska reálne i potenciálne prebiehajúcich procesov (sú teda aj kvázy morfometricky a morfo-geneticky homogénne) (bližšie pozri Minár, 1998). Informácie o substráte (litotyp, zrnitosť) a pôdach (hrúbka horizontov, zrnitosť, skeletovitost', štruktúra) boli získané výskumom realizovanom na výskumných bodoch v týchto areáloch (74 kopaných pedologických sond, 63 vŕtaných sond a odkryvov; vlastné dokumentačné body boli doplnené informáciami zo 129 kopaných sond z KPP a 49 geologických vrtov). Zrnitostné zloženie pôdy bolo stanovené pipetovacou metódou podľa Nováka. Pri analýze najmä predkvartérneho geologického podložia bola využitá geologická mapa (Janočko, J. et al. (2000). Terénny výskum bol realizovaný v mesiacoch jún, október, november 2003 a máj, jún 2004.

Pri vlastnom hodnotení reálnej (skutočnej) plošnej erózie bola erodovanosť geokomplexov vyjadrená prostredníctvom plošného rozsahu postihnutého územia a pri hodnotení líniových erózných tvarov boli skúmané nasledujúce charakteristiky: **dĺžka, šírka, hĺbka erózných tvarov, vek erózných tvarov** (recentné – líniová erózia je stále aktívna, reliktné – v súčasnosti stabilizované), **stupeň zarezania erózných tvarov** (erózne tvary zasahujúce pôdnu pokrývku, erózne tvary vyvinuté v kvartérnych sedimentoch (najčastejšie deluviálne sedimenty), erózne tvary zarezávajúce sa do predkvartérneho horninového podložia), **pretekanosť erózných tvarov** (erózne tvary suché (pretekané len v období zrážok), pretekané erózne tvary (väčšina roka)).

Pri výskume erodovanosti geokomplexov boli analyzované aj časovo-priestorové zmeny sekundárnej štruktúry krajiny, pri ktorom bolo aktuálne využitie zeme porovnané s historickým využitím zeme. Hodnotené boli tri časové obdobia:

- **pred kolektivizáciou** – prelom 19. a 20. stor. (zdroj: *Mapa pozemkovoknižná z roku 1864 - bez mierky, Mapa pozemkového katastra 1 : 2 880 z roku 1872, Mapa II. vojenského mapovania 1 : 28 000 (rok na nej nebol uvedený, takže asi z obdobia 1842 – 1869)*),
- **po kolektivizácii** – prelom 70-tych a 80-tych rokov (zdroj: *Základné mapy 1 : 10 000*, Bratislava, Slovenský úrad geodézie a kartografie),
- **po roku 1989** – prelom 20. a 21. stor. (zdroj: vlastný terénny výskum a štúdium ortofotomáp). Pozornosť bola sústredená na časovo-priestorové zmeny základných foriem využitia zeme (les, trvalo trávne porasty a orná pôda).

Jednotlivé tematické mapy boli spracované v prostredí ArcView GIS 3.2a.

VÝSLEDKY

Popri gravitačne podmienených exogénnych procesoch (najmä zosúvanie a zliezanie), pre ktoré má geologická štruktúra flyšových súvrství Spišskej Magury ideálne predispozície (mnohonásobné striedanie sa vrstiev s rôznymi pevnostnými charakteristikami, ktoré sú navyše tektonicky porušené), sa na deštrukcii krajinného systému skúmaného územia výrazne podieľajú zrážkovou vodou indukované eróžno-akumulačné procesy.

Plošná erózia

Pri plošnej erózii sa pôda deštruuje viac-menej rovnomerne na rozlične veľkých plochách (Midriak, 1983). Zvyčajne sa začína eróziou dažďových kvapiek, pokračuje plošným splachom, a ten prechádza do kombinovanej stružkovo-medzistružkovej erózie (Stankoviansky, 1997). Na plochých častiach reliéfu (horizontálne roviny, sklon do 1°), na geokomplexoch nivy Popradu, južnej časti nivy horského potoka Rieka, fluvialno-penovcovej terase Ružbašského potoka, zvyšku plošiny travertínovej terasy Horbek a plochých zvyškoch zarovnaného povrchu poriečneho systému (len tri malé lokality do 1 ha v oblasti Modrinok a Na brodík), ktoré sú využívané ako orná pôda, kde sa nevyskytujú žiadne významnejšie prejavy exogénnych procesov, pôsobí popri sufózii len *erózia dažďových kvapiek*. Podstatou tohto procesu je uvoľňovanie a posun pôdnych častíc. Deštrukcia zasahuje len najvrchnejšiu časť pôdy a jej deštrukčné prejavy sú prakticky nepozorovateľné. Sú to areály s najnižšou až takmer žiadnou erodibilitou a zároveň s najnižšou erodovanosťou, čo je determinované sklonom reliéfu, bez ohľadu na ďalšie atribúty krajinného systému.

Na geokomplexoch eróznodenučných svahov (napr. Úboč, Na brodik, Lustová, Modrínok, Modrínček, Za križom, Zámček), zvyšku travertínovej terasy Horbek a zvyšku fluválnej strednej terasy Popradu (nad železničnou stanicou Nižné Ružbachy), ktoré sú využívané ako orná pôda prechádza erózia dažďových kvapiek do *plošného splachu* (hlavne počas zrážkových udalostí v čase jej obnaženia). Výskyt a intenzita plošného splachu na svahoch je determinovaná spolupôsobením reliéfu a charakterom a výškou vegetačnej pokrývky. Akumuláciu jemnozeme sme pozorovali nielen v dolných koluviálnych polohách s menším sklonom, ale aj v strednej časti konvexného svahu, kde sa striedala vyššie položená orná pôda s nižšie sa nachádzajúcimi trvalo trávnyimi porastami, pričom k výraznej zmene sklonu svahu nedošlo. V mesiacoch, kedy sa vyskytujú extrémne zrážky (prívalové dažde), plošný splach pôsobí za istých okolností aj na svahoch s trvalými trávnyimi porastami. Najmä v apríli a máji, kedy vegetačná pokrývka lúk nie je ešte vysoká, takisto na lúkach, ktoré bývajú na konci jari (jún), v lete a na začiatku jesene kosené, a tiež na svahoch, ktoré sú od mája do septembra využívané ako pasienky (znižovanie výšky vegetačnej pokrývky). Tento erózný proces zasahuje len pôdnu pokrývku, jeho deštruktívne prejavy sú takmer nepozorovateľné (len priamo počas extrémnych zrážok). Jeho výsledkom je nepozorovateľné, ale nepretržité znižovanie povrchu.

V smere sklonu svahov, na ktorých chýba ochranná protierózná vegetačná pokrývka, prechádza plošný splach do *stružkovo-medzistružkovej erózie*. Deštruktívne prejavy tohto procesu sú pozorovateľné vo forme rôzne hlbokých a veľkých stružiek (zväčša do 7 – 8 cm), pričom zasahuje pôdnu pokrývku. Jeho negatívny vplyv sa prejavuje prostredníctvom znižovania povrchu medzi stružkami (Stankoviansky, 1997). Po intenzívnych dažďoch je možné pozorovať stružky na svahoch využívaných ako orná pôda, po orbe však bývajú vizuálne odstránené. Lokálne sa vyskytuje aj na plochách využívaných ako trvalo trávne porasty tam, kde bola mechanizmami deštruovaná vegetačná pokrývka, podobne na plochách v okolí ustajnenia dobytky, kde vegetačnú pokrývku deštruoval dobytok. Vyskytuje sa v geokomplexoch eróznodenučných svahov so sklonom najmä od 5 – 7° na sedimentoch zubereckého súvrstvia (napr. Na brodik, pri Modrítku) a na zvyšku travertínovej terasy Horbek najmä od 7°.

Lineárna erózia

Veľmi častým javom v území je lineárna erózia, ktorá vzniká deštruktívnym pôsobením koncentrovaného, pôvodne plošného, odtoku. Jeho pôsobením vznikajú na svahoch ryhy rôzneho tvaru, veľkosti a veku. *Recentná lineárna erózia* sa vyskytuje výlučne na lokalitách bez vegetačnej pokrývky, so sklonom nad 3°, ktoré podmieňujú koncentráciu toku – lesné a poľné cesty s nespevneným povrchom (cca 101 km), orientované po spádnicu a šikmo po svahu alebo lesnou zverou vyšliapané chodníčky. Jej charakter a intenzita (hlbka deštrukcie) je determinovaná najmä sklonom a čiastočne dĺžkou svahu, pričom koncentráciu toku podmieňuje najmä intenzita deštrukcie pôdnej pokrývky súvisiacej s hospodárskou činnosťou človeka (brázdy po sťahovaní dreva, kolesách ťažkých strojov...). Hĺbka deštrukcie je rôzna, zasahuje pôdnu pokrývku, ale aj kvartérne sedimenty, prípadne až pevné geologické podložie, ktoré v prípade paleogénnych pieskovcov, kremítých pieskovcov karpatského keupra alebo dolomitov ružbašského mezozoika pôsobí ako „nárazníková“ vrstva, ktorá výrazne spomaľuje až zastavuje deštruktívny proces. Maximálna hĺbka stružiek na cestách s nespevneným povrchom je do 40 cm a šírka do 35 cm, vyskytujú sa najmä stružky v priemere hlboké 8 – 20 cm, široké do 10 – 20 cm. Dĺžka stružiek dosahuje nezriedka 100 – 200 m, prevládajú stružky dlhé niekoľko metrov až desiatok metrov. V období extrémnych zrážok sú pretekané vodným tokom.

Výsledkom deštruktívneho pôsobenia *výmoľovej erózie* je sieť výmoľov. Nachádzajú sa tu dve skupiny výmoľov, ktoré sa odlišujú tvarom, veľkosťou a vekom. Prvá skupina sa viaže na poľné a lesné cesty s nespevneným povrchom, pričom ich hĺbka zarezania je zväčša do 0,5 – 2 m, ojedinele do 2,5 m (hlbka erózie 2 m zodpovedá zväčša poľným a lesným cestám založeným pred 20 rokmi (Dzurovčin, 1997)). V súčasnosti na dne takto zarezaných ciest pôsobí intenzívna lineárna stružková erózia (hlbka rýh do 30 cm), takže sú stále prehlbované. Sú zväčša suché avšak v období intenzívnejších zrážok (máj, jún) slúžia ako drény odvádzajúce vodu zo svahu. Vo výnimočných prípadoch u ciest zarezaných do 30 cm, nachádzajúcich sa najmä na plochých častiach reliéfu (niekedy až do 5°), kde erózia nepokročila až do kvartérnych sedimentov, a kde bola prerušená intenzívna antropogénna činnosť (vplyv ťažkých strojov, málo turistov v jarných obdobiach) dochádza k obnoveniu vegetačnej pokrývky.

Druhú skupinu tvoria *reliktné výmole*, ktoré predstavujú antropogénne podmienenú nevratnú transformáciu krajinného systému (pôdna pokrývka a kvartérne deluviálne sedimenty boli úplne odnesené). Smer výmoľov je zväčša zhodný so smerom spádnice. Deštruujú geokomplexy konvexných eróžno-denudačných svahov so sklonom najmä od 7°, priamych resp. konvexných eróžno-denudačných svahov na zlomových líniách so sklonom nad 12° na sedimentoch zubereckého súvrstvia (dolina Ružbašského potoka) a niektoré sa vyskytujú na konkávných dnách úvalín. Výskyt týchto výmoľov nesúvisí s kolektívizáciou a veľkoplošným obrábaním ornej pôdy. Všetky vznikli ešte pred kolektívizáciou, t.j. pred 1. pol. 70-tych rokov.

Podľa analýz historických máp niektoré sa viazali na staré, dnes už neexistujúce poľné cesty, ktoré zväčša tvorili hranicu medzi parcelami s agrárnymi terasami, ďalšia skupina výmoľov je totožná so smerom pôvodných neterasovaných úzkych parciel ornej pôdy (široké 3 – 9 m), majúcich spádnicový smer. Tieto deštrukčné formy sú malé až stredné (podľa klasifikácie Antal, 1998) a ich vznik bol podmienený odstránením vegetačnej pokrývky človekom, na konvexných svahoch so sklonom reliéfu nad 12° (najmä nad 17°). Dosahujú dĺžku cca 20 – 140 m, šírku 1 – 2 m pri dne a 3 – 10 m v najširšej časti, sú hlboké 0,5 – 2 m. Najvýraznejšie výmole (dĺžka 200 – 480 m, šírka 10 – 25 m) sa nachádzajú na dne úvalín v strednej časti doliny Longradu pod Šibeníkom (778 m n. m.) a v strednej časti doliny Ružbašského potoka. Tieto reliktné výmole existovali už na konci 19. stor. Podľa klasifikácie Antala (1998) patria do kategórie veľkých erózných rýh. Reliktné výmole sú v súčasnosti vzhľadom k výmoľovej erózii stabilizované, sú porastené stromovou a krovinatou vegetáciou, niektoré výmole na starých cestách, hlboké do 0,6 m, sú porastené trvalo trávnyimi porastami. Erodovanosť územia výmoľovou eróziou je stredná, priemerná dĺžka reliktných výmoľov je 0,57 km.km⁻².

Vlastnosti reliéfu a erózne procesy

Popri sklone svahu sme pozorovali priamy vplyv reliéfu na eróžno-akumulačné procesy prostredníctvom vplyvu geometrických foriem. Vplyv reliéfu na konvergenciu a divergenciu toku vody a materiálu po svahu sa prejavil pri priestorových zmenách hrúbky A-horizontu, celkovej hĺbky a skeletovitosti pôd, ale i pedogenetických procesoch. Priemerná hrúbka A-horizontu na konvexných svahoch v ich hornej časti bola 22 cm, v strednej časti 15 cm a spodnej časti 26 cm.

Najhrubším A-horizontom sa vyznačovali konkáv-konkávne svahy, najmä v spodnej časti, v priemere 33 cm. Na konvexných častiach svahov priemerná hĺbka pôdy dosahovala cca 40 cm, zatiaľ čo na konkávných formách 80 cm. Obsah skeletu v A-horizonte na konvexných svahoch dosahoval 15 – 35 %, na konkávných svahoch 0 – 10 % a v B-horizonte na konvexných svahoch 30 – 7 %, na konkávných svahoch 10 – 25 %.

Zároveň konvergencia a divergencia toku na svahoch podmienená geometrickou formou reliéfu sa čiastočne prejavila aj diferencovanými pedogenetickými procesmi, najmä vzhľadom k hydromorfným pôdotvorným procesom. Na konvexných svahoch sa vyskytovali kambizeme modálne, zatiaľ čo na konkávných svahoch sa vyskytovali kambizeme pseudoglejové až pseudogleje modálne, pričom v konkáv-konkávných dnách úvalín nezriedka prebiehal aj glejový proces. Charakter a intenzitu eróžno-akumulačných procesov v území bolo možné čiastočne vyjadriť aj na základe priestorovej diferenciácie percentuálneho obsahu častíc menších ako 0,01 mm v závislosti od topografickej polohy na svahu.

Tab. 1 prezentuje výsledky z dvoch katén so zrnitosťne relatívne homogénnymi hlinitými až ílovito-hlinitými kvartérnymi deluviálnymi sedimentmi, sklonom svahu 3 – 8°, dĺžkou svahu 300 m, pričom orientácia svahu v prvom prípade bola JZ a v druhom SV. Nižší podiel najmenších pôdnych častíc vo vyšších konvexných častiach svahu, bol spôsobený ich oderodovaním. Následná akumulácia v nižších konkávnejších polohách na svahu sa prejavila zvýšením percentuálneho podielu najmenších pôdnych častíc. Zaujímavý je rozdiel medzi vrchnou a spodnou časťou svahu vo vzťahu k expozícii. Rozdiel v percentuálnom podiele najmenších pôdnych častíc medzi vrchnou a spodnou časťou v katéne je na svahu exponovanom JZ 9-násobne väčší ako na svahu exponovanom na SV, čo by mohlo svedčiť o väčšej erodovanosti tohto výslnného svahu.

Tab. 1 *Percentuálne vyjadrenie obsahu častíc < 0,01 mm*

Topografická poloha vrámci katény	A-horizont	B-horizont	C-horizont
vrchná časť (konvex-konvexný tvar), JZ expozícia	50,3	51,8	32,3
stredná časť (konvex-konvexný tvar), JZ expozícia	52,2	56,1	30,0
spodná časť (konkáv-konkávny tvar), JZ expozícia	65,0	57,8	32,6
vrchná časť (konvex-konvexný tvar), SV expozícia	50,3	51,8	32,3
stredná časť (konvex-konvexný tvar), SV expozícia	46,8	50,7	52,9
spodná časť (konkáv-konkávny tvar), SV expozícia	51,9	55,1	32,0

Za obdobie posledných cca 150 rokov nedošlo v JV časti Spišskej Magury k výrazným zmenám vo využívaní zeme. Plochy, na ktorých sa vyskytoval les sú zalesnené aj v súčasnosti, dokonca prevláda trend zalesňovania plôch, ktoré boli pôvodne využívané ako trvalo trávne porasty či orná pôda. Aktuálne využitie zeme, v porovnaní s historickými etapami, má z hľadiska priestorového rozloženia relevantných foriem (orná pôda, trvalo trávne porasty, les) voči deštruktívnemu pôsobeniu erózných procesov, najvhodnejšie usporiadanie.

Vyplýva to aj zo syntetickej kartografickej prezentácie, kde sú zobrazené areály s výrazným a veľmi výrazným topografickým potenciálom pre erodibilitu geokomplexov a výskytom reálnych erózných procesov a foriem. 38 % plochy geokomplexov skúmaného územia sa vyznačuje veľmi silnou erodibilitou a 49 % silnou erodibilitou (zväčša svahy so sklonom nad 7°). Reálne plošná erózia deštruuje 1,2 % územia (to je 88 % súčasnej ornej pôdy).

Nespevnené poľné a lesné cesty prechádzajúce geokomplexami s veľmi výrazným topografickým potenciálom pre ich erodibilitu majú pôdnu pokrývku oderodovanú a v závislosti od hĺbky kvartérnych sedimentov sú zväčša oderodované aj tieto. Erózne zárezy sú zväčša hlboké viac ako 50 cm. Cesty zarezané do hĺbky 30 – 40 cm prechádzajú geokomplexami s veľmi výrazným alebo výrazným topografickým potenciálom pre ich erodibilitu, tu však treba zohľadňovať aj charakter mechanického poškodzovania pôdnej pokrývky a dobu trvania takejto deštrukcie.

Topografický potenciál geokomplexov pre eróziu pôdy bol znížený vďaka tomu, že 50 % územia pokrýva lesný porast, ochraňujúci pôdu najmä troma aktívnymi vrstvami (Šály, Midriak, 1998), medzi ktoré patrí etáž korún drevín, bylinná synúzia a nadložný humus (v skúmanom území humusový nadložný horizont má hrúbku v priemere 8 – 12 cm a na povrchu opadankový horizont, hrubý 1 – 3 cm). Ďalších 30,4 % pôd je pokrytých trvalo trávnymi porastami, ktorých koreňová sústava zabezpečuje hustým prekorenением veľmi účinnú protieróznou ochranu.

ZÁVER

Hodnotenie topografického potenciálu pre erodibilitu geokomplexov pomocou modifikovaného LS faktora, s využitím teórie jednotkového toku, umožňuje identifikovať areály, na ktorých dochádza ku koncentrácii plošného toku, t.j. ktoré sú eróziou najviac ohrozené. Všetky reálne existujúce deštruktívne formy sa nachádzajú v oblastiach s výrazným, resp. veľmi výrazným topografickým potenciálom pre erodibilitu. Zároveň sa potvrdil vysoký protierózný potenciál trvalo trávnych porastov a najmä lesnej pokrývky, ktoré sú schopné znížiť, resp. obmedziť deštruktívne pôsobenie zrážkovou vodou indukovaných erózných procesov aj na areáloch s veľmi výraznou predispozíciou reliéfu pre eróziu.

Osobitným problémom, ktorému je vo flyšovách oblastiach potrebné venovať pozornosť, je plánovanie ciest s nespevneným povrchom a prehodnotenie možností geoeekologicky optimálneho hospodárenia na už existujúcich nespevnených cestách, prechádzajúcich geokomplexami s výrazným a veľmi výrazným topografickým potenciálom pre ich erodibilitu (v JV časti Spišskej Magury 27 %).

LITERATÚRA

- Antal, J. (1998): Hodnotenie vodnej erózie. In: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. Zb. ref. z odb. konf. Nitra, Sielnica. Bratislava, VÚPÚ. s. 249-252.
- Dzurovčin, L. (1997): Analýza erózných procesov a javov v Bukovských vrchoch, so zvláštnym zreteľom na VN Starina. In: Krajina Východného Slovenska v odborných a vedeckých prácach. Zb. ref., Prešov. s. 145-151.
- Hofierka, J. (1997): Modelovanie prírodných javov v prostredí geografického informačného systému. Dizertačná práca. PRIF UK, Bratislava. 83 s.
- Hofierka, J., Šúri, M., Cebecauer, T. (1998): Rastrové digitálne modely reliéfu a ich aplikačné možnosti. In: AFSHNUP, Folia Geographica 2. PU, Prešov. s. 208-217.
- Janočko, J. et al. (2000): Geologická mapa Spišskej Magury. Regionálne geologické mapy Slovenska 1:50 000. Bratislava, ŠGÚDŠ.
- Lehotský, M., Stankoviansky, M. (1992): Detekcia zrážkových eróžno-akumulačných procesov na základe stanovenia obsahu izotopu CS-137 v pôdnom profile. Geografický časopis, 44, 3. p. 273-287.
- Midriak, R. (1983): Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Bratislava, VEDA. 516 s.
- Miklós, L. (1991): Morphometric indices of the relief in the LANDEP methods and their interpretation. Ecology /CSFR/, 10, 2. s.159-186.
- Minár, J. (1998): Georeliéf a geoekologické mapovanie vo veľkých mierkach. Habilitačná práca. PRIF UK, Bratislava.
- Mitášová, H., Hofierka, J. (1993): Interpolation by Regularized Spline with Tension: II. Application to Terrain Modeling and Surface Geometry Analysis. Mathematical Geology, 25. p. 657-669.
- Mitášová, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L., R. (1996): Modeling Topographic Potential for Erosion and Deposition Using GIS. International Journal of Geographical Information Systems 10, 5. s. 629-641.
- Mitášová, H., Mitáš, E. (1993): Interpolation by Regularized Spline with Tension: I. Theory and implementation. Mathematical Geology, 25. p. 641-655.
- Neteler, M., Mitášová, H. (2002): Open source GIS: A GRASS GIS Approach. First Edition. Kluwer Academic Publishers. 464 s.
- Stankoviansky, M. (1997): Geomorfologický efekt extrémnych zrážok (Príkladová štúdia). Geografický časopis, 49, 3-4. s. 187-204.
- Šály, R., Midriak, R.: Erodovateľnosť lesnej pôdy v Slovenskej republike. In: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. Zb. ref. z odb. konf. Nitra, Sielnica. Bratislava, VÚPÚ. s. 267-273.
- Wischmeier, W., H., Smith, D., D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Technical report, Agriculture Handbook, 537. Washington D.C., US Department of Agriculture. 58 s.

Tretie pôdoznalecké dni v SR

Zborník referátov z konferencie pôdoznalcov SR, Mojmírovce 22. – 24. jún, 2004

Societas pedologica slovac

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy

Zodpovední editori: Jaroslava Sobocká, Pavel Jambor

Výtvarný redaktor: Štefan Moro

Forma: A4, CD ROM

Počet strán: 424

ISBN: 80-89128-11-4

© Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, 2004