

**Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava
Katedra pedológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského
Bratislava**

ANTROPIZÁCIA PÔD V.

**Zborník referátov z vedeckého seminára
s medzinárodnou účasťou**

Jaroslava Sobocká (ed.)

Bratislava 2000

Editor: RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

Recenzenti: Prof. Ing. Alois Prax, CSc.
Ing. Pavel Jambor, CSc.

Odborní garanti seminára: Doc. Ing. Zoltán Bedrna, DrSc.
RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10, 827 13 Bratislava
Tel. +421 7 292 000, Fax. +421 7 43 295 487, e-mail: sci@vupu.sk

Predslov

Na Prírodovedeckej fakulte Univerzity Komenského v Bratislave sa dňa 26.5.2000 uskutočnil 5. vedecký seminár s medzinárodnou účasťou “Antropizácia pôd V.” Zúčastnilo sa ho 32 domácich a zahraničných účastníkov. Na seminári bolo prednesených 15 referátov s bohatou diskusiou. Hlavným cieľom seminára bolo na základe pozvaných prednášateľov a vybraných tém zosumarizovať najnovšie poznatky o vplyve človeka na fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti pôd, ako aj klasifikáciu antropogénnych pôd. Tento seminár bol už druhý v poradí usporiadaný v spolupráci s Výskumným ústavom pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave. Táto spolupráca umožnila nielen skvalitniť vedeckú úroveň seminára a pravidelne vydávaný zborník, ale aj skrátiť frekvenciu poriadaných stretnutí odborníkov. Medzinárodne sa začína vytvárať skupina odborníkov pre antropogénne pôdy (SUIMA pri IUSS, prvá medzinárodná konferencia v Essene, Nemecko, júl, 2000) a preto toto podujatie nadobúda neustále na význame a teší sa stále väčšiemu záujmu vedeckých pracovníkov.

*Doc. Ing. Zoltán Bedrna, DrSc.
odborný garant seminára*

Obsah

OTHMAR NESTROY	New Aspects on the Formation of “Anthrosols and transferred Soils” in the Austrian Soil Systematology.....5
PAVEL NOVÁK, SVĚTLANA ZLATUŠKOVÁ	Odvodnení a rekultivace: důsledky pro půdu a vodu.....8
OTAKAR ŠTĚRBA, JARMILA MĚKOTOVÁ, BOŘIVOJ ŠARAPATKA, HELENA KILIANOVÁ,	Historický vývoj krajiny řeky Moravy a návrhy na její optimalizaci.....11
ZOLTÁN BEDRNA	Aberácia pôdy antropizáciou v Karlovej Vsi (Bratislava).....16
JAROSLAVA SOBOCKÁ	Nové aspekty diagnostiky antropogénnych pôd.....21
BOHDAN JURÁNI	Špecifická antropizácia pôd podmienená znížením hornej hranice lesa.....29
KAROL KALÚZ	Sezónne zmeny obsahu vybraných kontaminantov v pôde.....33
FRANTIŠEK KOTVAS	Súčasný stav zásob živín a pH orných pôd Slovenska.....36
BLANKA ILAVSKÁ, RICHARD LAZÚR	Hodnotenie antropizácie pôd a aktualizácia bonitačného informačného systému o pôde.....43
PETER ŠEFCÍK	Vplyv rudného baníctva a hutníctva na kontamináciu pôd niektorých aluviálnych oblastí Slovenska.....54
FRANTIŠEK ZRUBEC	Technogénne zhutňovanie podornice na orných pôdach, jeho formy a prejavy.....66
ANTON ZAUJEC	Vybrané vlastnosti urbánnych pôd v Nitre.....74
ALEXANDRA ŠIMONVIČOVÁ, JAROSLAV ŠEVC, SILVESTER IRÓ	Pôdne mikromycéty ako biosorbenty kovov v prírodných ekosystémoch.....79
LIBUŠA MATÚŠKOVÁ, JÁN VOJTÁŠ	Vplyv kontaminácie ortuťou na vybrané biologické vlastnosti pôd.....85
ZUZANA VIECHOVÁ, MIROSLAV KROMKA	Porovnanie aktivity fixácie molekulárneho dusíka kultúrami izolovanými z koreňových hľúzok <i>Alnus glutinosa</i> a <i>Alnus incana</i>93

NEW ASPECTS ON THE FORMATION OF „ANTHROSOLS AND TRANSFERRED SOILS“ IN THE AUSTRIAN SOIL SYSTEMATOLOGY

NOVÉ ASPEKTY TVORBY ANTROSOLOV A PREMIESTNENÝCH PÔD V RAKÚSKEJ PÔDNEJ SYSTEMATOLÓGII

Othmar NESTROY

Institute of Engineering Geology and Applied Mineralogy, University of Technology, Graz, Austria.

Abstract

Výsledkom príspevku je pojednanie o systéme antropogénnych a premiestnených pôd, inkorporovaných v Rakúskom pôdnom klasifikačnom systéme. Ide o pôdy: kultúrne iniciálne pôdy, koluviálne pôdy, hortisoly, rigolované pôdy, haldové pôdy a depóniové pôdy. Informačným prínosom príspevku je stimulácia a návrhy na členenie týchto veľmi heterogénnych pôd v taxonomickom systéme.

Introduction

In Austria we are drawing incommunicable to a close the Austrian Soil Classification 2000. This is a new edition of the Soil Classification 1969 (J. Fink) published in the bulletin 13 from the Austrian Soil Science Society. In this edition are not only the newest knowledge about the soils of Austria after the survey by the soil assessment, soil survey and the forest inventory, but also the newest results from the international systems, e.g. the World Reference Base for Soil Resources (WRB) considered.

Results and discussion

In addition of my presentation last year (Nestroy, 1999) I can present now the newest draft of the Austrian Soil Classification 2000 concerning Anthrosols and Transferred Soils. I think and I hope this will be the final version.

This version must be seen in the frame of the WRB and for this reason I repeat the most important points in the WRB; details you can see in the WRB.

„Anthrosols having either a hortic, irrigic, plaggic or terric horizon 50 cm or more thick; or an anthraquic horizon and an underlying hydragric horizon with a combined thickness of 50 cm or more“.

„Anthropedogenic horizons comprise a variety of surface and subsurface horizons which result from long-continued cultivation. The characteristics and properties of these horizons depend much on the soil management practices used (e.g. deep working, intensive fertilization, extraneous additions, irrigation, wet cultivation). Anthrogenic horizons differ from anthropogenic soil materials, which are unconsolidated mineral or organic materials resulting largely from land fills, mine spoil, urban fill, garbage dumps, dredging, etc., produced by human activities. These materials, however, have not been subject to a sufficiently long period of time to have received significant imprint of pedogenetic processes“.

The Anthrosols and Transferred Soils after the Austrian Soil Classification 2000:

Order: Terrestrial Soils

Class: Anthrosols and Transferred Soils

Definition: Due to long-time and/or intensive human activity deeply transformation. The kind of this transformation: denudation and levelling and/or mixture of material natural origin or technogenic material.

Consequences:

- Original sequence of horizons mostly disturbed by human activities;
- Strong transformed layers/horizons at minimum of 40 cm (natural material) or 20 cm (technogenic material);
- Until 70 cm from the surface not yet a new soil formation.

Type 1: Cultural raw soil (Kultur-Rohboden)

A-horizon not more than 30 cm thick, low content of organic matter (1,5 respectively 1,7 %), an entities from periodical treatment and erosion. Middle until low fertility for arable land and grassland, high for vineyard.

Subtypes: with or without calcium-carbonate.

Varieties: possible.

Type 2: Colluvium (Kolluvium)

Definition: Due to addition of material is the soil formation disturbed, no autochthone horizons, exempt the A-horizon, mostly different humus and mineral mixed-layers due episodic accumulations. This type occurs in the bottom of slopes, influenced by water and/or wind.

Fertility: mostly high.

Subtypes: with or without calcium-carbonate.

Varieties: gleyic, pseudogleyic.

Type 3: Hortisol (Gartenboden)

Definition: Due to the long-time intensive management, a distinct aggradation against the surroundings fields.

Fertility: due to high input very high.

Subtypes: with or without calcium-carbonate.

Varieties: possible.

Type 4: Trench-Soil (Rigolboden)

Definition: Distinct features of a deep soil treatment (more than 40 cm, but not by ploughing or deep ploughing, only by trenching), strong mixed layers.

Fertility: middle until high for vineyards.

Subtypes: with or without calcium-carbonate.

Varieties: possible.

Type 5: Tip-Soil (Schüttungsboden)

Definition: Natural soil material or rocks material from some other place, more than 40 cm deposition, mechanical transformation, hardly chemical transformation, e.g. material from mining, tunnel or road or house construction.

Features: The typical sequence of horizons is missing, at least an Ai-horizon is recognizable, further a compaction due levelling and sharp borders between the layers.

Subtype 1: Level-Soil (Planieboden)

Definition: Deposition and/or rearrangement from surface and adjoining material stamps this type: buried humus horizon(s), nests of non-soil. material(s).

Fertility: very different.

Varieties: with or without calcium-carbonate, pseudogleyic, gleyic.

Subtype 2: Slag-heap Soil (Haldenboden)

Definition: Deposition and/or rearrangement from surface-distant material. This material comes mostly from mining.

Fertility: mostly low.

Varieties: with or without calcium-carbonate, pseudogleyic, gleyic.

Type 6: Dump-Soil or Disposal-Soil (Deponieboden)

Definition: coming from technogenic material (e.g. building rubble, ashes, cinder, rubbish, mud, industrial remainder or compost), layers more than 20 cm thick. For this reason are the chemical conditions heterogeneous and the data not in balance. This soil occurs in the neighbourhood of industries and cities.

Fertility: very different, mostly low.

Subtypes: with or without calcium-carbonate.

Varieties: possible.

Conclusion

The results we have to hand is an abstract about the status of the advice in Austria on Anthrosols and Transferred Soils, e.g. Cultural Raw Soil, Colluvium, Hortisol, Trench-Soil, Tip-Soil and Dump-Soil. Besides the information this study will be a stimulus and a proposal for theses very heterogeneous soils in a taxonomic system.

References:

- FAO, ISRIC and ISSS, 1998: World Reference Base for Soil Resource (WRB), Wageningen/Rome.
- Fink, J., 1969: Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges. H. 13, Wien.
- Nestroy, O., 1999: K definícii antropogénnych a urbických pôd (On the definition of Anthropogenic and Urbanic Soils). In: Sobocka, J. (ed.) 1999: Anthropolizácia pôd IV. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, pp. 7-11.

Kontakt:

Prof. Dr. Othmar Nestroy

Institute of Engineering Geology and Applied Mineralogy

University of Technology

Reichbauerstrasse 12

A-8010 Graz

Austria

ODVODNĚNÍ A REKULTIVACE: DŮSLEDKY PRO PŮDU A VODU

AMELIORATION AND RECULTIVATION: CONSEQUENCES FOR SOIL AND WATER

Pavel NOVÁK, Světlana ZLATUŠKOVÁ

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha

Abstract

Land drainage is one of the most important anthropic influence on soils in Czech Republic, because more than 1 080 000 hectares (i.e. more than 25% of all agricultural land) have been drained till now. Consequences on soil characteristics and influence on ground and surface water are only partially known. Land drainage is usually connected with the other soil improved techniques like deep ploughing and liming, so hardly these connected techniques can be separated. Most changes of the soil characteristics are visible to the depth of 0.5 – 0.6 m. Some soil characteristics changed during 8 – 10 years after the drainage systems construction: total porosity, ratio among different categories of pores, bulk density, immediate water retention capacity, infiltration rate, ratio between Fe^{2+} : Fe^{3+} , soil temperature and aeration rate, content and composition of soil organic matter. Mineralisation of the originally higher content of soil organic matter is main cause of the groundwater nitrate enrichment during 2 – 5 years after drainage. Most of the input lime is at that time gradually washed down from topsoil to the groundwater without nearly any change of soil reaction in subsoil. Influence on soil system and ranging into different main soil units of land evaluation system is discussed.

Úvod

Zemědělské půdy ve střední Evropě jsou výsledkem antropogenní činnosti, která trvá při nejmenším několik století. Vliv lidské činnosti se v posledních desetiletích výrazně zrychlil z důvodu politických a ekonomických změn, kterými od 2. světové války prošly jak současná Česká, tak i Slovenská republika. Dobře je možno tuto antropogenizaci půd sledovat na odvodňování a závlahách půdy.

V ČR je z celkové plochy 4 284 tisíc ha zemědělské půdy odvodnění provedeno na 1 084 422 ha (r.1999), tj. na více než 25 % plochy. Tento údaj vynikne při srovnání s výsledky Komplexního průzkumu půd (r. 1975), podle kterých bylo na území dnešní ČR zjištěno pouze 834 783 ha zamokřených půd (trvale, periodicky, podzemní vodou, stagnací povrchové vody, svahovou vodou z pramenných vývěřů, kombinovaným způsobem). Z uvedených údajů vyplývá, že na 250 000 ha byly hydromeliorační zásahy provedeny vcelku zbytečně jako daň tehdejšímu politickému programu zvyšování produkční schopnosti půd.

Výsledky a diskuse

VÚMOP provedl řadu polních pozorování, které zhodnotily vliv různé intenzity a trvání zamokření na produkci a současně účinnost odvodnění. Bylo tak navázáno na rozsáhlá a dlouhodobá pozorování z let 1924 – 1937, která byla prováděna na území bývalého Československa. Je pozoruhodné, že negativní vliv zamokření na výnosy byl v současnosti - při využívání nových odrůd, moderní

agrotechniky a při podstatně vyšší úrovni výživy rostlin - procenticky zhruba stejný jako před 70 a více lety. Na drénovaných půdách při optimální funkci odvodňovacího systému činilo zvýšení produkční schopnosti – a to i v suchých letech – podle stupně, druhu a trvání zamokření například u pšenice 20 – 55 %, u žita 17 – 28 %, cukrovky zhruba 20 % a u brambor 20 – 35 % při zvýšení kvality produkce. Tato fakta měla jistě vliv na veliký rozsah hydromelioračních akcí. Na druhé straně již tenkrát přinesl tak velký a často zbytečný rozsah odvodnění řadu negativních jevů. Především byly odvodňovány louky a pastviny v horských a podhorských oblastech a následně byly přeměňovány na ornou půdu. Docházelo k likvidaci rozptýlené zeleně, vytváření velkých honů polí se zvýšenou erozí, k urychlení odtoku vody z krajiny a ke znečišťování vody především zvýšenými obsahy nitrátů.

Hydromeliorace je velmi výrazný antropický zásah do vodního, vzdušného a biologického režimu půd a do jejich rovnováhy. Změny půdních vlastností a charakteristik po odvodnění se soustřeďují především na vrchní část profilu, prakticky do hloubky kolem 50 cm, i když k určitým pozorovatelným změnám dochází až do hloubky uložení drénů. Hydromeliorace je téměř vždy spojena s dalšími zúrodňovacími zásahy – hloubkovým kypřením, melioračním hnojením a vápněním, takže dopady na změny půdních vlastností a charakteristik je třeba hodnotit komplexně. Mimo logický cíl hydromeliorace, kterým je trvalé snížení obsahu půdní vody, se v půdě při dobře fungujícím odvodnění nejpodstatněji mění:

- **Celková pórovitost:** hodnoty se v optimálním případě zvyšují o 2 – 3 % v podpovrchových horizontech. Současně se však s přeměnou travních porostů na ornou půdu zvyšuje sklon k kuléhavosti ornice a v ornici se celková pórovitost naopak snižuje.
- **Poměr jednotlivých kategorií pórů:** zvyšuje se podíl nekapilárních pórů v souvislosti s vysycháním a smršťováním půdy v suchých obdobích. Jev má výraznou sezónní dynamiku. Smršťování je funkcí jílu a to především montmorillonitu; takže se stoupajícím obsahem montmorillonitu roste i podíl nekapilárních pórů.
- **Objemová hmotnost redukována:** snižuje se při zvyšující se pórovitosti; u sléhavých ornice se naopak zvyšuje.
- **Okamžitá retenční kapacita:** zvyšuje se v důsledku snižování obsahu vody v půdě (momentní vlhkosti). Dochází k uvolnění prostorů pórů pro srážkovou vodu a je tak zpomalován povrchový odtok vody.
- **Aerace a teplota půdy:** zvyšují se, což vede k nevýrazným změnám morfologických znaků hydromorfismu, především k pozvolnému mizení namodralých a nazelenalých barevných tónů v půdě. Tento jev je velmi pomalý a je patrný až po desetiletích.
- **Poměr Fe^{2+} : Fe^{3+} :** se výrazně mění v pseudoglejových a glejových horizontech. Z původního poměru $\text{Fe}^{2+} : \text{Fe}^{3+} = (3-5) : 1$ pro glejové horizonty a $(1-2) : 1$ pro pseudoglejové horizonty se mění až na poměr $1 : (2-4)$, což jsou hodnoty charakterizující vztahy dosti výrazně oxidační, typické pro slabě oglejené horizonty.
- **Reakce půd:** pH roste při obvyklém melioračním vyvápňení, ale pouze v orničním (nebo kultivačním) horizontu, kde je meliorační Ca promísen se zeminou.

Už v podornici se reakce téměř nemění (roste maximálně o 0,2 – 0,3 pH). Vápník rozpuštěný a vymytý z ornice odchází vodivými póry přímo do drenážní vody bez sorpce v nižší části profilu. Podobně dochází i k vyplavování rekultivačních vysokých dávek K a Mg.

- **Obsah a složení organických látek:** obecně platí, že se zvýšenou hydromorfností půdy se zvyšuje jak relativní (procentické) množství látek v profilu, tak i absolutní (hmotnostní) množství látek na ploše, přičemž se snižuje jejich kvalita (rozšiřuje se poměr $H_K:F_K$ a také poměr C:N). Po odvodnění s rychlým nástupem aerace, odlišným vzdušným a vodním režimem, rekultivaci a následné intenzivní kultivaci dochází k rychlé mineralizaci organických látek. Poměr C:N se zužuje z původních 12-15 : 1 (obvyklá hodnota pro pseudogleje) na poměr 10:1 a původní hmotnost organických látek cca 160 – 200 t.ha⁻¹ klesá na hodnoty kolem 100 t. ha⁻¹. Uvolňuje se velké množství N, které z větší části ve formě nitrátů –NO₃ odchází do drenážních vod. Podle zjištění tak odchází v odvodňovaných půdách podhorských oblastí v 1.-3. roce po provedené stavbě z 1 hektaru 60 – 80 kg čistého N (ve formě nitrátů 270 – 400 kg) ročně, v závislosti na srážkách. V následujících letech toto množství klesá až na 20 – 30 kg dusíku z hektaru ročně. Na hodnotách odtoku N kolem 20 kg je dosažena nová rovnováha a odtok se ustaluje. V mineralizaci organických látek po úpravě vodního režimu je tedy nutno vidět hlavní příčinu obohacování drenážních a následně podzemních a povrchových vod nitráty.

Závěr

V současné době je velká část hydromelioračních staveb vinou minimální údržby ve velmi špatném stavu. Jejich funkčnost je malá a postupně se zhoršuje. Část ploch je již opuštěna a zemědělsky se nevyužívá. Ani velmi výrazný a dobře fungující hydromeliorační zásah nepřinesl samozřejmě změnu v původním systematickém zařazení půd. K takové změně docházelo v těch ojedinělých případech, kdy byly mechanicky rozhrnuty a postupně se mineralizovaly původní rašelinné horizonty a rašelinné subtypy glejů či stagnoglejů byly tak postupně zlikvidovány.

V české soustavě bonitovaných půdně-ekologických jednotek není v současné době proces umělého odvodnění a následných změn půd zohledněn. Odvodněné půdy jsou zařazovány do stejných BPEJ jako půdy neodvodněné. To vidíme jako nedostatek systému. V letošním roce má být předložen návrh aktualizovaného systému BPEJ. Předpokládá se, že v něm jednak budou do systému BPEJ na úrovni nových HPJ (hlavních půdních jednotek) zařazeny jasně antropogenní půdy a jednak bude antropogenizace půd vyjádřena šestým nebo sedmým číslem kódu, takže kód BPEJ poskytne více informací než dosud.

Kontakt:

Ing. Pavel Novák, CSc.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha

Žabovřeská 250

156 27 Praha

Ing. Světlana Zlatušková, CSc.

VÚMOP Praha pobočka Brno

Lidická 25/27

657 20 Brno

HISTORICKÝ VÝVOJ KRAJINY ŘEKY MORAVY A NÁVRHY NA JEJÍ OPTIMALIZACI

HISTORICAL DEVELOPMENT OF MORAVA RIVER FLOODPLAIN AND SUGGESTIONS FOR ITS OPTIMIZATION

**Otakar ŠTĚRBA, Jarmila MĚKOTOVÁ, Bořivoj ŠARAPATKA, Helena
KILIANOVÁ, Marek BEDNÁŘ**

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého, Olomouc

Abstract

At present intensive discussions about agricultural policy stress the non-productive functions connected with both landscape development and protection of the environment. The floodplain areas of our large rivers represent areas of extra fertility, thereby attracting intensive agricultural production which does not take into account the non-productive functions of the floodplain ecosystem. The present paper focuses on the ecosystem changes which have been taking place within 60 000 ha of the Morava floodplain. Historical use of the landscape has been researched. The worst devastation can be traced to the years since 1950, with the result that at present, the area under study maintains only 37 % of suitable areal structural elements (in 1877 about 65 % and in 1953 about 54 %). There is presented a suggestion for continuous cover of ecologically suitable area as much as possible within the floodplain (min. 50 %). It is also necessary to continue the economic assessment including evaluation of the non-productive functions of floodplain areas.

Úvod

Rozvoj využívání nivy řeky Moravy, tak jako v případě jiných velkých evropských říčních krajín (nivu chápeme jako součást velkého ekosystému říční krajiny), je spjat s postupným snižováním jejího ekologického kontinua. Toto kontinuum má svou prostorovou, časovou a funkční dimenzi. Vedle diskuze o optimálním využívání krajiny z pohledu přírodovědného probíhá i intenzivní rozprava týkající se zemědělské politiky a zapojení našeho zemědělství do evropských struktur. Důležité požadavky jsou přitom kladeny i na mimoprodukční funkce, související s ochranou životního prostředí a optimálním využíváním půdy. Nivní oblasti našich velkých řek jsou prostředím, do kterého je z důvodu přírodních podmínek, včetně půdních, orientována intenzivní zemědělská výroba a podpora mimoprodukčních funkcí byla doposud směřována pouze do podhorských a horských oblastí s nižší intenzitou výroby.

Materiál a metody

Odpřírodnění nivních oblastí

Snaha o intenzivní zemědělskou výrobu způsobila v uplynulých desetiletích značné odpřírodnění nivních oblastí. Řada odborných prací pak popisuje změny, ke kterým došlo v naší krajině v poválečném období. Jedním z velkých zásahů bylo převedení zhruba 260 000 ha trvalých travních porostů na ornou půdu, což postihlo výrazně i nivy našich velkých řek. V podhorských a horských oblastech byla díky dotační politice státu navracena část lučních společenstev do krajiny, v nivních

oblastech zůstává však stav nezměněn. Pokud se podíváme detailně na toky moravských řek a jejich nivy, pak zjistíme, že ekologický stav těchto oblastí souvisí jednak s nadmořskou výškou, kdy značné odpřírodnění je hlavně v oblastech pod 350 m n.m., a dále s charakterem okolí (lesní společenstva, louky, orná půda). Ekologickou hodnotu toků a jejich niv s ohledem na nadmořskou výšku dokumentuje následující tabulka (kategorie 1 je přírodě nejbližší, kategorie 5 pak antropogenně nejvíce ovlivněná).

kat./nad m. výška	< 350 m n.m.	> 350 m n.m.
1	0,1	7,3
2	26,2	49,9
3	21,7	31,2
4	45,0	9,9
5	7,7	1,7
Σ	100,0	100,0

Nivy větších a velkých řek, které z ekologického hlediska vyžadují nápravu (tzn., že jejich ekologická hodnota je nízká), jsou v rámci agroenvironmentálních programů prozatím opomíjeny.

Změny ve využívání půdního fondu v nivách

Protěžování produkční funkce nivy vnímáme především jako ztrátu prostorové kontinuity nivy, i když díky provázanosti jednotlivých dimenzí se tyto negativní změny v prostorovém využití nivy promítají zákonitě i do funkčního rozměru ekologického kontinua a tak jej rovněž ovlivňují.

Ztráta prostorové kontinuity je způsobena především rozsáhlými změnami v zastoupení krajinných skladebných prvků, které jsou pro říční krajinu typické. Že k takovým změnám došlo a stále dochází i v nivě řeky Moravy, je nepochybné, avšak nám se podařilo toto tvrzení podložit konkrétními údaji. V historické retrospektivě jsme se pokusili zrekonstruovat podíl zastoupení vybraných krajinných prvků v nivě Moravy v několika vymezených časových rovinách. Starověk a středověk byly první dva časové horizonty, ve kterých bylo možno provádět jen odborné odhady, opírající se o publikované údaje a fakta (především archeologická). Následující časové roviny (19. a 20. století) jsou již značně věrohodné, opírají se o mapová díla opatřená souřadnicovým systémem a takovou projekci lze porovnat se současností. Konkrétně jsme použili II. vojenské mapování (okolo roku 1836), III. vojenské mapování (okolo roku 1877), základní prozatímní mapování (z 50. let 20. století) a současné základní mapování, aktualizované k roku 1997 metodou dálkového průzkumu (letecké snímkování) a terénního průzkumu.

Zjištěním krajinného využití v jednotlivých časových rovinách (zjednodušený land use) jsme získali konkrétní údaje o charakteru změn, jejich lokalizaci, časovém zasazení - tzn. zprostředkovaně o "rychlosti", s jakou proběhly, a to nejen v celém území nivy Moravy souborně, ale dokonce po dílčích úsecích (8), které jsme vymezili na základě geomorfologických charakteristik. Zajímali jsme se o změny v plošném

zastoupení krajinných prvků, které jsme rozdělili na "ekologicky vhodné" (stanovištně vhodný typ lesa, louky, vodní plochy a tzv. ostatní - např. parky) a na straně druhé plochy prvků označené jako "ekologicky nevhodné" z pozice jejich zastoupení v říční nivě. Takovými nevhodnými plochami jsou zejména orná půda, sídla a opět ostatní (např. skládky, dopravní plochy, ale také intenzivně obhospodařované sady). Pokud vycházíme z předpokladů, že plochy ekologicky vhodné se výrazně uplatňují v samoregulačních procesech uvnitř říční krajiny, sehrává jejich plošné zastoupení rozhodující roli při zachování či naopak snižování ekologické kontinuity území, o níž byla řeč.

Výsledky a diskuse

Číselné údaje, získané na základě počítačového zpracování výše uvedených mapových podkladů, nám podávají zcela jasnou informaci o vývoji vzájemného poměru obou skupin krajinných prvků v nivě Moravy. Zatímco v roce 1836 zde bylo zastoupeno více než 75 % ekologicky vhodných ploch, v roce 1877 okolo 65 %, v roce 1953 54 %, pak v současnosti je to pouhých 37 %. Zbytek plochy nivy Moravy je pak zabrán prvky ekologicky nevhodnými.

celková plocha 63 565 ha	r. 1836	r. 1877	r. 1953	současný stav
lesy	28,34	26,15	25,38	25,52
louky	46,98	38,75	29,22	8,47
vodní plochy	0,32	0,13	0,13	3,37
ostatní ekologicky vhodné plochy	0,10	0,15	0,08	0,25
Σ ekologicky vhodné plochy	75,74	65,18	54,81	37,60
orná půda	21,63	31,75	38,21	51,80
sídla	2,57	2,97	6,79	10,41
ostatní ekologicky nevhodné plochy	0,06	0,11	0,18	0,18
Σ ekologicky nevhodné plochy	24,26	34,82	45,19	62,40

Z tabulky je zřejmý velmi výrazný posun, kdy na podkladě odborného odhadu lze tvrdit, že až do konce středověku vyplňovaly prvky ekologicky vhodné celých 94 % plochy nivy Moravy!

Vedle plošných změn v nivě lze zcela jednoznačně vysledovat i další nepříznivý trend, a tím jsou změny, týkající se samotné řeky Moravy - regulace toku. Regulace řeky je však většinou spjata s průvodním jevem, a tím je zkracování celkové délky toku Moravy. Tímto způsobem došlo od roku 1836 do současnosti ke zkrácení hlavního koryta (na území ČR) o 66,8 km, neboli o 20 % jeho délky. Pokud bychom se tázali na zkrácení délky bočních aktivních ramen, pak je údaj ještě vyšší a činí 121 km, tj. 29,6 % její délky. Změny v délce vodních toků (v km) podle jednotlivých časových období dokumentuje následující tabulka:

	délka Moravy	délka bočních ramen	celková délka
1836 – 1838	334,87	408,67	743,55
1876 – 1880	329,51	369,59	699,10
1952 – 1961	285,38	311,26	596,63
1997 – 1999	268,02	287,52	555,54

Řešení optimalizace využívání půdního fondu v nivách řek

Východisko ze současné ekologicky zcela nevyhovující situace spočívá v posílení resp. obnově zastoupení té skupiny krajinných prvků, které jsme označili za ekologicky vhodné. V tomto duchu jsou koncipovány i naše konkrétní návrhy v nivě řeky Moravy. Důležité je zvýšit v nivě zastoupení především lesů a lučních porostů natolik, aby procento ekologicky vhodných ploch vzrostlo alespoň na 50 % jejich plochy. Současné snížení fragmentace těchto prvků, spolu s dílčími revitalizacemi hlavního koryta řeky a obnovou jejich bočních aktivních ramen, je předpokladem obnovy - v první fázi prostorově časového a posléze i funkčního - ekologického kontinua nivy.

Následující tabulka nastiňuje navrhované změny (optimální ekologická varianta), vedoucí k posílení ekologické stability, ve srovnání se současným stavem (v %):

	lesy	louky	vodní plochy	Σ ekologicky vhodné plochy	orná půda	sídla	Σ ekologicky nevhodné plochy
současný stav	25,52	8,47	3,37	37,60	51,80	10,41	62,40
návrh	29,90	27,35	3,37	60,85	28,60	10,41	39,15

Pozn.: rozdíl mezi jednotlivými kategoriemi a Σ ekologicky vhodných a nevhodných ploch tvoří ostatní ekologicky vhodné a ekologicky nevhodné plochy, jež v tabulce nejsou uvedeny.

Pokud by řešené území zahrnovalo vyšší podíl ekologicky vhodných ploch než je tomu v současnosti, pak by mohlo posloužit i v protipovodňové ochraně území, jež leží mimo záplavu, bez zbytečných ekonomických a ekologických ztrát.

Závěr

Pro optimalizaci využití krajiny v nivních oblastech je návazně nutné:

- zpracovat detailní projekty, které budou vycházet ze stanovištních podmínek, včetně půdních, a budou brát v úvahu nejen zájmy produkční, ale i požadavky na ochranu životního prostředí;
- pokusit se vyhodnotit co nejkomplexněji i mimoprodukční funkce zemědělských systémů a navržených opatření v krajině;
- navrhnout ekonomické nástroje vedoucí k šetrnému využívání nivních oblastí.

Literatura

- Šarapatka, B. et Štěrba, O., 1998: Optimization of agriculture in relation to the multifunctional role of the landscape. Urban and landscape Planning 41: 145-148.
- Šarapatka, B., 2000: Změny a perspektivy zemědělského hospodaření v nivních oblastech. In: Šarapatka, B. et Prax, A. (Eds.): Úloha a využití výsledků pedologie v ekologii se zaměřením na agroekologii. Univerzita Palackého v Olomouci: 116 – 122.

- Štěrbá, O. (Ed.), 1995: Přírodní hodnoty a stupeň odpřírodnění moravských řek. Závěrečná zpráva Katedra ekologie PřF UP: 17 pp. + textové a mapové přílohy.
- Štěrbá, O. (Ed.), 1999: Obnova ekologického kontinua řeky Moravy. Závěrečná zpráva, katedra ekologie PřF UP Olomouc, 200 pp. + přílohy.
- Štěrbá, O., Kubiček, F. et Měkotová, J., 1999: Co je to říční krajina. Niva III. Geotest Brno: 3 - 4.

Kontakt:

Prof. RNDr. Otakar Štěrbá, CSc.

RNDr. Jarmila Měkotová

Doc. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

Ing. Helena Kilianová

Ing. Marek Bednář

Katedra ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého

Třída svobody 26

771 46 Olomouc

e-mail: sar@prfnw.upol.cz

ABERÁCIA PÔDY ANTROPIZÁCIOU V KARLOVEJ VSI (BRATISLAVA)

SOIL ABERRATION BY ANTHROPIZATION IN KARLOVA VES LOCALITY (BRATISLAVA)

Zoltán BEDRNA

Prírodovedecká fakulta UK, Katedra pedológie, Bratislava

Abstract

Aberration, i.e. any deviation from the mean soil properties caused by anthropization in Karlova Ves locality (part of the city Bratislava) is manifested by occurrence of soil types: Kultizem and Anthrozem and their combination with natural soil types as: Kambizem (Cambisol), Fluvisol (Fluvisol), Ranker and Hnedozem (Luvisol). Built up flats (non-soils) occupy about 15 % of the studied area. The strong aberration is expressed in 51 % of soils, moderate in 12 % of soils and weak in 37 % of soils. The strong anthropization impacts are observed on 58 % of the whole area, moderate impacts on 11 % of the whole area and weak impacts on 31 % of the whole area.

Úvod

Aberácia pôdy je odchýlka od priemerných prirodzených vlastností jednotlivých klasifikačných jednotiek pôdy. Odchýlky môžu byť hodnotené jednotlivo ako obsah humusu, obsah živín, hodnota pôdnej reakcie, atď., alebo súhrnne, ako napr. miera antropizácie pôdy. Antropizácia pôdy je proces ovplyvňovania jej vlastností človekom a to v pozitívnom alebo negatívnom vzťahu k biote, ktorým sa môže dospieť až k úplnému pretvoreniu pedonu. Tento však nesmie byť úplne zničený a teda nesmie strátiť znaky suchozemského ekosystému s typickým heterogénnym vrstevnatým zložením. Budovy, cesty, chodníky a umelé jazerá nepovažujeme za pôdu. Zhoršenie alebo zlepšenie vlastností pôdy človekom vo vzťahu k biote sa prejavuje rôznou mierou. Miera aberácie sa morfológicky najľahšie zisťuje stanovením hĺbky antropicky pozmeneného pôdneho profilu (Bedrna, 1999).

Cieľom práce bolo určiť rozšírenie pôd s rôznou mierou aberácie zapríčinennej človekom v časti veľkej sídelnej aglomerácie.

Príspevok sa vypracoval v rámci grantového projektu č. 1/6167/99 „Aberácia pôd a ich hodnotenie na základe environmentálnych funkcií“.

Materiál a metódy

Karlova Ves je mestská časť Bratislavy. Obec bola pripojená k mestu v roku 1944. Kataster má výmeru 11 km² a nachádza sa na západnom okraji mesta medzi tokmi: Dunaj, Vydrlica a Karloveský potok. Pred päťdesiatimi rokmi zastavaná plocha predstavovala v katastri len 2-3 % celej výmery. Rozšírené boli záhrady a vinohrady (37 %), ale najmä lesy a lúky (60 %). Od tejto doby sa situácia výrazne zmenila. V súčasnosti má Karlova Ves rozsiahle sídliská a štvrte individuálnej zástavby. Vďaka vodohospodársky a pôdoochranné významným plochám zostali v katastri ešte značné výmery pôvodných prirodzených porastov a teda aj pôd.

Podrobný pôdny prieskum sa v intravilánoch obcí na Slovensku ešte neuskutočnil. Existujúce údaje o pôdach mesta Bratislavy v M 1:25 000 (Kminiak a kol., 1993; Bedrna, Račko, Šurina, 1994) sme museli doplniť podrobnejším terénnym prieskumom. Výsledok je pôdna mapa katastru Karlova Ves v M 1:10 000 ako originálny, zatiaľ nepublikovaný materiál. Pre štúdium aberácie pôd sme pôdnu mapu zjednodušili a prispôbili výskumnému účelu. Mieru aberácie sme posudzovali predovšetkým podľa intenzity antropizácie vyjadrenej pôdnym subtypom modálna, kultizemná a typom pôdy kultizem, antrozem, v súlade s najnovšou morfo genetickou klasifikáciou pôd Slovenska (Kolektív, 2000).

Výsledky

Z pôdnej mapy (Obr. 1) je zrejmé, že skoro polovica (47 %) katastra je zastavaná budovami a komunikáciami (U) a sadovnícky vymodelovanými antropogénnymi navážkami a zavážkami (ANm). Zrnitostne sú pôdy piesčito-hlinité až hlinité, často s prímесou štrku, kameňov a antropogénnych artefaktov (úlomky tehál, kusy betónu). Značná časť teritória s antropogénnymi pôdami bola terénne upravená vytvorením umelých terás a zatrávnených svahov. Ojedinele (pod Dlhými dielami, pri Iuvente) sa vyskytujú väčšie plochy antropicky upravených prudkých svahov s riedkym trávny m porastom. Pôdy majú umele vytvorený plytký humusový horizont, pod ktorým je antropogénny substrát, väčšinou z pôvodného horninového materiálu. Na niektorých miestach sú prieluky postupne zaplňované dodatočnými stavbami, ako napr. stanicou pohonných hmôt v časti Rovnice, alebo obytnými budovami v časti Dlhé diely. Tieto zástavby dotvárajú esteticky, architektonicky aj ekologicky človekom silne narušené miesta, kde roztrpaná pôdna prikrývka s najväčšou aberáciou od prirodzeného stavu bola porastená náletom burín a kríkov, ktoré len sporadicky zakrývali skládkový demolačný materiál. K silne pozmeneným pôdam človekom patria aj plochy individuálnej zástavby (KTm + ANm) v Líščom údolí, pod Dlhými dielami a Sitinou (11 % územia). V mnohých záhradách rodinných domov sú antropogénne navážky, prípadne skultúrnením pretvorené kambizeme na kultizeme s humusovým horizontom hlbokým 0,4-0,6 m. Pôdy majú slabo kyslú reakciu (pôvodné pôdy boli silno kyslé) a vysoké zásoby pôdneho humusu.

Asi 31 % plochy katastra predstavujú prirodzené pôvodné prírodné pôdy, len slabo ovplyvnené človekom. Ide o komplexy pôd typov kambizem modálna a ranker kambizemný (KMm + RNk) vyskytujúce sa v Parku SNP, Kútikoch a Sitine, ako aj plochy fluvizeme modálnej a fluvizeme glejovej (FMm, FM_G) na ostrove Sihot', ktorý je medzi Karloveským ramenom a hlavným tokom rieky Dunaj. Kambizeme a rankre sú vytvorené zo zvetralín granodioritov, prípadne silikátových bridlíc a siltovcov, zrnitostne piesčito-hlinitých až hlinitých, slabo, miestami až silne štrkovitých a kamenitých. Pôdy typu ranker dominujú na prudkých svahoch a zrázoch, zatiaľ čo na miernych a stredných svahoch sú pôdy prevažne typu kambizem. Pôdy majú slabo kyslú až silno kyslú pôdnu reakciu. Humusový povrchový horizont (0,1-0,3 m) obsahuje 4 - 8 % menej kvalitného humusu. Porast predstavuje bukovo-hrbový les pomerne dobrej bonity. Smerom k Botanickému záhrade na ostrove Sihot' sú pôdy typu fluvizem zrnitostne ľahšie (hlinito-piesčité a piesčito-hlinité so štrkom), zatiaľ čo v depresiách mŕtvych ramien Dunaja zrnitostne ťažšie (ílovito-hlinité). Na časti ostrova sú aj hlinité a piesčito-hlinité pôdy. Pôdy majú slabo alkalickú pôdnu reakciu (pH/H₂O - 8,4), nízky, až stredný obsah kvalitného humusu. Porastené sú lužným lesom dobrej bonity. Raritou prirodzených pôvodných pôd je malá (asi 2 ha) lokalita hlinitých hnedozemí modálnych

zo spráše v opustenom devastovanom ovocnom sade medzi mostom cez Dunaj a areálom Univerzít.

Strednú aberáciu pôd antropizáciou sme zaznamenali asi na 11 % územia katastru Karlovej Vsi. Konkrétne ide o Botanickú záhradu, Zoologickú záhradu, územie dvoch cintorínov (Slávičie údolie, Rovnice), ako aj záhrady a vinohrady nad Líščím údolím, pod Dlhými dielami, pri Sitine a v Kútikoch. Ide o komplexy pôd typu kambizem + antrozem (KMm + ANm) a kultizem + kambizem (KTm + KMm). Pôdy pozostávajú z mierne, stredne až silne ovplyvnených pôd človekom, pričom prevláda stredná aberácia pôdných vlastností: prehĺbený humusový horizont obohatený o humus, odstránené kamene, náznaky terasovania a pod. Mnohé vinice nad Líščím údolím sú zanedbané, podobne ako niektoré záhrady a ovocné sady pod Dlhými dielami a pri Sitine. Lokálne sú však pôdy intenzívne antropicky ošetrované (napr. pod Hrubým brehom) a tam je úrodnosť pôdy udržiavaná na vysokej úrovni. Pôdny druh je piesčito-hlinitý až hlinitý, miestami stredne až silne skeletnatý. Štrkovitejšie pôdy sú najmä na staršej pleistocénnej terase Dunaja (Günz) v nadmorskej výške 213 m n.m. v lokalite Staré grunty medzi Slávičím a Líščím údolím.

V katastri Karlova Ves predstavuje celková zastavaná plocha bez pôdy asi 15 % územia. Na území so strednou antropizáciou sa zastavaná časť rozprestiera priemerne len na 5 % plochy (rozpätie 3 - 7 %) plochy, zatiaľ čo na území so silnou antropizáciou pôd (U + ANm) je zastavanosť priemerne až 25 % (rozpätie 10 - 35 %). Podľa Cordsen et al. (1988) sa hodnotí v prvom prípade zastavanosť územia ako malá (5 - 15 % zastavanej plochy) a v druhom prípade ako mierna (10 - 50 % zastavanej plochy). V súlade s tvrdením, že zastavanú plochu nemôžeme považovať za pôdu (Bedrna, 1995), miera aberácie pôd v prepočte na nezastavanú plochu (85 % plochy katastru) je nasledovná: slabú mieru aberácie má 37 %, strednú mieru aberácie 12 % a silnú mieru aberácie 51 % pôd. V prepočtoch sme teda zohľadnili najväčší výskyt zastavanej plochy na území so silnou antropizáciou (58 %), menší so strednou mierou antropizácie (11 %) a nepatrný až žiadny v prirodzených, človekom slabo ovplyvnených miestach (31 %). Rozšírenie jednotlivých plôch a pôd s rôznou intenzitou antropizácie je zrejmé z Obr. 2.

Záver

Aberácia, čiže odchýlka od priemerných vlastností pôd zapríčinená antropizáciou v katastri Karlova Ves (mestská časť Bratislavy) sa prejavuje výskytom pôdných typov kultizem a antrozem a ich kombináciami s prirodzenými pôdami typov: kambizem, fluvizem, ranker a hnedozem. Zastavaná plocha (nepôdy) zaberá 15 % územia katastra. Silnú aberáciu vykazuje 51 %, strednú 12 % a slabú 37 % pôd. Silná antropizácia postihuje 58 %, stredná 11 % a slabá 31 % plochy katastra.

Literatúra

- Bedrna, Z., 1995: Príspevok ku klasifikácii a mapovaniu pôd pozmenených antropogénnou činnosťou. Geogr. Čas. 47, č. 2, s. 119-129.
- Bedrna, Z., 1999: Miera aberácie a klasifikácia antropogénnych pôd. In: Sobocká, J. (ed) 1999. Antropizácia pôd IV. VÚPOP, PriF UK Bratislava, s. 20-25.
- Bedrna, Z., Račko, J., Šurina, B., 1994: Príspevok k výskumu pôd Bratislavy. Geogr. Čas. 46, č. 3, s. 307-318.

- Cordsen, E. et al., 1988: Bodenkarte 1:20 000 Stadt Kiel und Umland. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 56, s. 333-338.
- Kminiak, M. a kol., 1993: Biogeografická rajonizácia územia hlavného mesta SR Bratislavy. Správa za 2 etapu. PriF UK Bratislava, 85 s.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 74 s.

Kontakt:

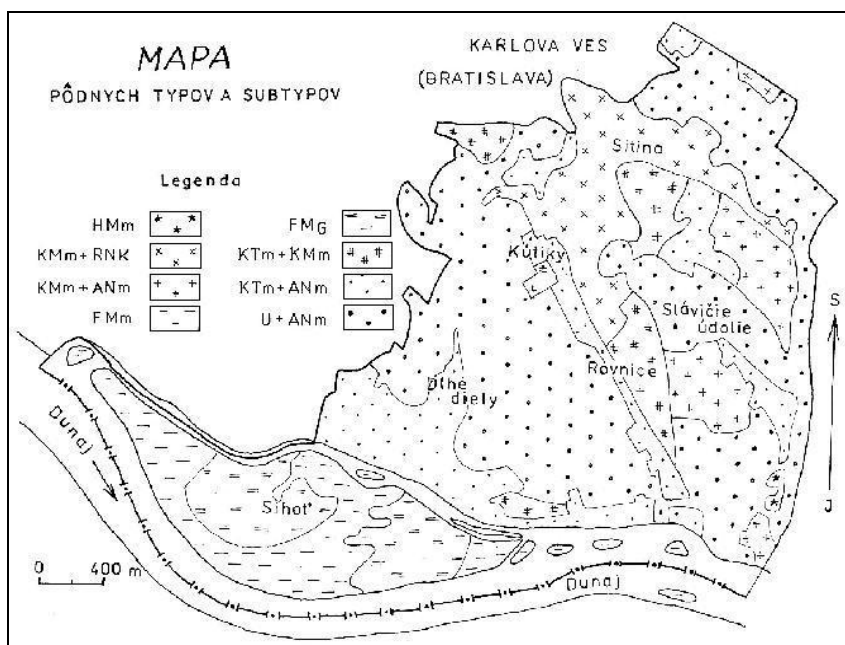
Doc. Ing. Zoltán Bedrna, DrSc.

Katedra pedológie PriFUK

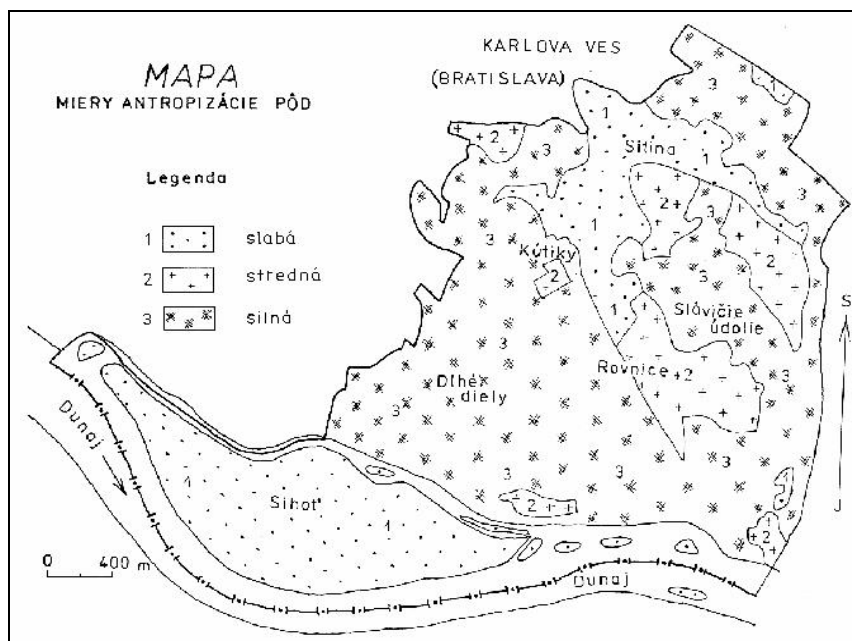
Mlynská dolina

842 15 Bratislava

e-mail: pedologia@fns.uniba.sk



Obr.1: Mapa pôdnych typov a subtypov – Karlova Ves (Bratislava).



Obr.2: Mapa miery antropizácie pôd – Karlova Ves (Bratislava).

NOVÉ ASPEKTY DIAGNOSTIKY ANTROPOGÉNNÝCH PŮD

NEW ASPECTS OF THE ANTHROPOGENIC SOILS DIAGNOSTICS

Jaroslava SOBOCKÁ

Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy Bratislava

Abstract

Some diagnostic features of anthropogenic soils which were defined in the latest Morphogenetic Soil Classification System of Slovakia were overvalued in this paper. At the cultivated horizon we have proposed revaluation of organic C content, detailed description of homogenization stages and precisely defining of gardening cultivation form (P and earthworm presence). Also the task of deep ploughing boundary, skeleton content, horizon colour, nutrients, heavy metals availability were discussed. At the anthrozem horizon it has been proposed to observe all available analytical properties of horizons and layers, to focus to substrate characteristics including stratification, skeleton, artefacts, soil structure, physical properties, contamination, alkalization and acidification.

Úvod

Pôdy sú prírodné útvary, ktoré boli tvorené za interakcie času, klímy, reliéfu, pôdotvorného substrátu a žijúcimi organizmami. Neskôr bol tento proces doplnený o fenomén ľudského vplyvu na pôdu. Hoci poľnohospodárstvo a ostatné ľudské aktivity existujú historicky pomerne dlhú dobu, ich odraz v starších pôdnych klasifikáciách je nepatrný. Až v posledných desaťročiach je badať neúmerne zvýšenie počtu obyvateľstva, expanziu poľnohospodárstva, nástup mechanizácie, intenzívne využívanie chemikálií, rozšírenie priemyslu a urbanizovaného osídlenia, vývoj infraštruktúry a banskej činnosti. Všetky tieto činnosti spôsobili významné zmeny pôdneho pokryvu, ktoré sa v poslednom období pôdoznavci snažia vniesť do súčasných pôdnych systémov. Ľudské aktivity možno rozdeliť na priame, napr. orba, vápnenie, hnojenie a iné zúrodňovanie, alebo nepriame, napr. zmeny prírodných pôdotvorných faktorov ako sú: zmena vegetácie odlesnením, zmeny reliéfu vyrovnávaním alebo terasovaním, zmeny vlhkostného režimu zavlažovaním alebo drenážou, zmenené pôdotvorné materiály ako výsyvky, skládky, alebo zmeny reliéfu a pôdnych vlastností eróziou.

Cieľ práce

V najnovšom vydaní Morfogenetického klasifikačného systému pôd SR (ďalej len MKSP) (Kolektív, 2000), sme popísali 2 typy antropogénnych pôd kultizeme a antrozeme a definovali 3 antropogénne diagnostické horizonty - kultizemný, antrozemný a kontaminovaný. Prvé dva horizonty taxonomicky determinujú pôdne typy, posledný charakterizuje taxonomickú varietu.

Prevažná väčšina antropogénnych pôd (hlavne antrozemí) sa koncentruje v urbanizovaných, priemyselných, dopravných a banských oblastiach. Pôdy ako súčasť ekosystému týchto oblastí plnia svoju environmentálnu funkciu. Environmentálny význam spočíva v tom, že pôdy bezprostredne súvisia s životným prostredím človeka, nachádzajú sa v blízkosti prevažnej väčšiny emisných zdrojov a preto sú náchylné a citlivé na akúkoľvek formu pôdnej degradácie. Navyše boli formované silnými

deštrukčnými, a následne konštrukčnými zásahmi, t.j. pôdy boli umelo vytvorené, preto nemajú vytvorenú dostatočnú zásobu humusu, vyznačujú sa slabou pufrovacou schopnosťou a nedostatočnou zásobou živín. V prevažnej miere obsahujú veľké množstvo prachu, čo pri výskyte slabého vegetačného porastu (napr. zelené plochy sídlisk) môže spôsobiť jeho nadmerný rozptyl do ovzdušia a tým aj do životného prostredia človeka. V urbanizovanom prostredí možno pozorovať náchylnosť pôd na degradačné prejavy vodnej a veternej erózie, na kontamináciu ťažkými kovmi alebo organickými polutantmi (často bývajú kloakou rôznych polutantov), na alkalizáciu, acidifikáciu, oglejenie a pod.

V doterajšom chápaní boli tieto pôdy na pôdnych mapách alebo v systéme BPEJ uvažované len ako ostatné plochy bez priradenia akéhokoľvek významu, teda bezvýznamné, resp. monofunkčné plochy. V najnovšom chápaní klasifikačného systému aj tieto “plochy” sú pomenované pôdnym typom a príslušnou morfológickou a analytickou charakteristikou. Avšak až v súčasnom období spoznáваме, že správne popísať a identifikovať tieto pôdy je veľmi náročné a ťažké. Cieľom príspevku je poskytnúť orientáciu pri spoznávaní týchto pôd vrátane niekoľkých návrhov na riešenie ďalších diagnostických vlastností a znakov.

Výsledky a diskusia

Diagnostika kultizemí

Kultizemný horizont je definovaný ako povrchový humusový horizont pretvorený obrábaním, hnojením alebo inými kultivačnými zásahmi človeka s rôznymi vlastnosťami, ktorý má: hrúbku > 10 cm, obsah organického C $> 0,3$ %, možnú prímes podpovrchových horizontov, alebo artefaktov, a aspoň jednu z nasledujúcich vlastností: a) znaky kultivácie (homogenizácia vrstvy, zreteľný až ostrý prechod, svetlejšia farba horizontu ako podložný horizont, zhutnenie na jeho spodnej hranici), b) prímes agrochemikálií, vápenca, maštalného hnoja a iných organo-minerálnych zúrodňovacích komponentov. Pre definovanie kultizemí sa použil kultizemný melioračný Akm-horizont > 35 cm, alebo aj zvyšok pôvodného diagnostického horizontu hrúbky > 10 cm. Navyše horizont možno deliť na subvariety: ochrický, umbrický, molický a melanický.

Jediným problémovým bodom bolo určenie hranice hlbokkej orby, ktorá bola v MKSP stanovená > 35 cm. Vo svete sú stanovené rôzne hranice hlboko kultivovaných pôd. Podľa MKSP ČSFR (Hraško et al., 1991) bola zaužívaná hranica > 60 cm, pre Nemecko platí hranica > 40 cm (DBG, 1998), pre systémy antropogénnych pôd USA (USDA-NRSC, 1999), WRB (1998), FAO (1994) je stanovená hranica > 50 cm, pre ruský klasifikačný systém je daná hranica > 25 cm (Šišov, Dobrovoľskij, 1997). Toto rozdielne chápanie je zrejme spôsobené rozdielnymi poľnohospodárskymi praktikami používanými pre hlbokú orbu v rôznych krajinách. Napr. je všeobecne známe, že pôdy v Rusku sa orú plytko (10 - 15 cm). Z tohto pohľadu má 25 cm hranica význam. V USA napr. je zaužívaná prax orať hlboko, niekedy 70 až 150 cm, čo opodstatňuje stanovenie hlbšej limitnej hranice.

Neustálym premiešavaním kultizemného horizontu sa strácajú znaky pôvodných humusových horizontov, dochádza k homogenizácii pôdneho horizontu. Homogenizácia je jedným z najdôležitejších diagnostických znakov kultivácie. Pri prvotnom premiešaní je niekedy evidentná ďalšia morfológická vlastnosť - škvrnitosť vznikajúca v dôsledku nerovnomerného premiešania dvoch odlišných pôdnych

materiálov. Príkladom je premiešanie spráše s tmavým humóznym materiálom. V charakteristike premiešaného horizontu sa dá vytypovať stupeň homogenizácie kultizemného horizontu:

1. čiastočný - viditeľné znaky premiešania dvoch, resp. troch pôdných horizontov s podložíom (narušené pôdne horizonty, prítomnosť škvrn, čiastočne rozoznateľné horizonty a substráty);
2. stredný - homogenizácia profilu nie je dokonalá, objavujú sa len náznaky pôvodných horizontov;
3. úplný - dokonalé premiešanie horizontov alebo aj časti pôdotvorného substrátu, nerozoznať znaky pôvodných pôdných horizontov.

Pre kultizemný horizont je charakteristická zmenená pôdna štruktúra. Pôvodnú štruktúru neoraných pôd môžeme len usudzovať porovnaním podobných pôdných typov bez antropického zásahu. Neustálym spracovávaním kultivovanej vrstvy dochádza k postupnej zmene štruktúry pôdy, v priebehu roka k sezónnej zmene. Štruktúra býva každoročne poľnohospodárskymi mechanizmami vylepšovaná, čím sa mení od najmenej priaznivej (po zbere úrody) po najpriaznivejšiu (pôda pripravená na sejbu).

Okrem toho sa stretávame s častým výskytom pseudoagregátov, resp. zhutneného podorničného panu (podošvy). Tento jav je potrebné v diagnostike kultizemného horizontu viac zvýrazniť, nakoľko je podmienený priamou antropickou činnosťou (prejazdy ťažkých mechanizmov), hoci si uvedomujeme, že pri ťažších ílovitých pôdach môžu pany vznikáť prirodzene.

Textúrne znaky sú tiež v homogenizovanej podobe, avšak zachovávajú pôvodnú skladbu zrnitostných frakcií. Skeletnosť je charakterizovaná neprirozeným uložením skeletu rôznych frakcií (štrku, kameňa a balvana) v pôdnom profile. Za zmienku stojí aj častá prítomnosť zaoraného antroskeletu ako sú úlomky skla, tehly, plastu, atď. Ich prítomnosť je potrebné zahrnúť do popisu kultizemných pôd. Artefakty sú detailnejšie popísané pri diagnostike antrozemí. Prímes agrochemikálií, maštalného hnojiva, mletého vápenca, zelené hnojivo ako aj zaorávanie kŕmnych zmesí možno charakterizovať ako znaky morfológicky viditeľné a predstavujú jeden z evidentných dôkazov kultizemného horizontu.

V popise kultizemného horizontu možno namietat' voči charakteristike ich svetlejšej farby oproti podorničnej vrstve. Tento fakt neplatí pri záhradných formách obrábania, kde nadbytok kvalitného humusu cieľovým zahumózňovaním často krát spôsobuje tmavšie sfarbenie kultizemného horizontu (10YR 3/3 a menej) oproti podložnému horizontu.

Obsah organického uhlíka viac ako 0,3 % nedostatočne charakterizuje kultizemný horizont, nakoľko množstvo organického C v týchto pôdach býva oveľa vyššie. Uvedená podmienka skôr charakterizuje iniciálny horizont, resp. znaky prvej pôdotvorby a nie horizont nepretržitej kultivácie. Navrhujeme prehodnotiť tento znak pri diagnostike kultizemného horizontu.

Z chemických vlastností sú obsahy živín (v záhradných formách niekedy nadmerné) veľmi diskutabilné v dôsledku kolísania ich hodnôt v priebehu celého roka. Dokonca u neoraných pôd býva zaznamenaný ich vyšší obsah. Výnimkou je prítomnosť fosforu v pôdach, ako prvku implementovaného do pôdy človekom. Pre porovnanie v americkej Soil Taxonomy (Ahrens, Engel, 1999) sa obsah P

rozpuštného v kyseline citrónovej $> 250 \text{ mg.kg}^{-1}$ mg definuje ako limitná hodnota odlišenia prirodzených pôd od antropogénnych. V mnohých záhradných pôdach býva zaznamenaná vysoká akumulácia fosforu, čo môže byť nebezpečné z hľadiska kontaminácie podzemných vôd. Tento znak je možné zohľadniť pri diagnostike kultizemného horizontu - záhradná forma.

Acidifikácia, ako jeden zo sprievodných javov v orničnom horizonte nemá význam, nakoľko tu platí vápnenie ako jedno zo základných zúrodňovacích opatrení, preto je tento znak premenlivý a neuvažuje sa v diagnostike kultizemí.

Biologická aktivita akumulovaného humusového horizontu sa definuje podľa množstva prítomných dážďoviek, podľa WRB (1998) predstavuje > 25 objemových %. Charakteristickým znakom prítomnosti dážďoviek sú záteky humusu pozdĺž chodbičiek a prítomnosť koprolitov. Záhradnú formu kultizemného horizontu možno detailnejšie popísať touto charakteristikou.

Treba tiež uvažovať bioprístupnosť ťažkých kovov a organických polutantov v kultizemnom horizonte. Akumulácia humusu dlhodobým používaním kompostových materiálov zvyšuje potenciál bioprístupnosti rizikových látok vrátane ťažkých kovov. Retenčná kapacita humusových materiálov pre akumuláciu ťažkých kovov ako aj iných rizikových látok býva vysoká. Tiež sú dokázané rizikové kontaminácie pri zúrodňovaní kultizemí popolčekom alebo čistiarenskými odpadovými kalmi (Podlešáková, Němeček, Vácha, 2000).

Diagnostika antrozemí

Antrozemný Ad-horizont je charakterizovaný ako povrchový horizont vytvorený človekom z rôznorodých premiestnených materiálov a zemín prírodného, prírodno-technogénneho i technogénneho pôvodu s rôznymi vlastnosťami, ktorý má: hrúbku $> 1 \text{ cm}$, obsah organického C $> 0,3 \%$, možnú prítomnosť artefaktov (úlomky tehál, skla, plastových materiálov, železa, trosky, uhlia, ai.). Hrúbka premiestnených materiálov má byť $> 35 \text{ cm}$. Navyše horizont možno deliť na subvariety: ochrický, umbrický, molický a melanický. Antrozemný iniciálny Adi-horizont ($< 10 \text{ cm}$) predstavuje primitívne štádium tvorby pôd z antropogénnych materiálov, antrozemný rekultivačný Adr-horizont má znaky rekultivačných zásahov zlepšujúcich predpoklady pre rast vegetácie.

Antrozemný horizont je najmenej známy a najmenej popísaný v pedologickej literatúre. Pri jeho identifikácii sa treba oprieť o charakteristiku antropogénnych materiálov, z ktorých tieto horizonty vznikajú. V niektorých pôdnych klasifikáciách napr. v najnovšej WRB (1998), v nemeckej systematike pôd (DBG, 1998) nie je popísaný vôbec a antrozemné pôdy sú klasifikované ako regosoly, rendziny, pararendziny, syrozeme a pod. V systéme FAO (1994) sú podobné pôdy definované ako urbické antrosoly.

Naše rozhodnutie vyčleniť skupinu antrozemí ako pôdny typ sa zakladá na niekoľkých dôkazoch, ktoré prispievajú k ich identifikácii. V prvom rade je to ich viditeľne umelý pôvod. Antrozemné pôdy majú v prevažnej miere jednoduchú stavbu pôdneho telesa ako A-C, resp. A-C-D pôdy. Všeobecne sú to mladé pôdy, hoci pri niektorých substrátoch (napr. popolčeky) badať aj vznik kambických horizontov (Tomášek, Šefrna, 2000). Ich odlišenie od prirodzených regozemí, litozemí alebo kambizemí je dané výskytom viacerých abnormalít v morfológii a takmer vo všetkých pôdnych vlastnostiach.

Morfologicky možno pozorovať výraznú heterogenitu pôd vo vertikálnom i horizontálnom smere. Pôdny profil sa v mnohých prípadoch mení na vzdialenosť niekoľko centimetrov. Na rozdiel od homogenizovaného kultizemného diagnostického horizontu u antrozemí sledujeme výraznú stratifikáciu pôdnych horizontov a pôdnych vrstiev vrátane častého výskytu reliktných horizontov. Vrstvenie pôdneho profilu vzniká v dôsledku rôznych závažok, depónií, pochovania pôvodného jedného alebo viacerých pôdnych horizontov, resp. ukladania umelých materiálov. Napr. pri vyplavovaní popolčeka alebo kalov vznikajú mnohovrstevnaté pôdy s rôznou kvantitou a kvalitou jednotlivých vrstiev. Prechodná hranica medzi jednotlivými vrstvami alebo horizontmi býva ostrá (neprirodzená).

Vznik antrozemí je podmienený hlavne ich antropogénnym substrátovým pôvodom (Burghardt, 2000). V zmysle najnovšieho MKSP sú definované tri typy antropogénnych substrátov: prírodné, prírodno-technogénne a technogénne (Sobocká et al. 2000). Ich výskyt v prevažnej miere nesúvisí s klimatickými a geologicko-geomorfologickými danosťami územia, ale s umelým deponovaním rôznych materiálov do vybraných lokalít, alebo navesením humózného materiálu na spustené plochy, narušené stavebnými a priemyselnými, dopravnými a ťažobno-banskými aktivitami. Na plochách náročne rekultivovaných môže dochádzať k určitej homogenizácii miešaním rôznych materiálov, napr. výsypkového materiálu so sprašou a odkaliskovým bahnom.

Antrozeme sú svojim vekom mladé pôdy a preto bývajú extrémne skeletnaté s malým podielom jemnozeme. Mnoho týchto pôd obsahuje veľké množstvo hrubozrnného materiálu (> 2 mm). Napr. pôdy vyvinuté z drveného a triedeného materiálu trosky veľmi ťažko zvetrávajú. V profile takejto pôdy možno pozorovať nadmerné množstvo prachu uložené medzi málo zvetrávajúcim skeletom. Z hľadiska diagnostiky antrozemí bude dôležité definovať úlohu skeletu v pôdach a presné meranie jeho objemu.

V profiloch antrozemí sú často viditeľné fragmenty rôzneho antroskeletu hlavne pri pôdach vzniknutých z technogénnych a prírodno-technogénnych materiálov. V zmysle definície medzinárodnej komisie ICOMANTH sa za artefakty (antroskelet) považujú: uhlie, popolček, troska, asfalt, komunálny odpad a výkaly, stavebné drevo, plastická hmota, umelé sklo, tehla, škvara, betón, oceľ, kovy, organické bioprodukty, ai. Je nevyhnuté zaznamenať ich prítomnosť v popise pôdneho profilu, pretože predstavujú jednu zo základných charakteristík antrozemí.

Fyzikálne charakteristiky sú nezvyčajne heterogénne podmienené vlastnosťami antropogénneho substrátu. Vo väčšine pôdnych profilov antrozemí badať nadmerné množstvo prachových častíc ($0,002-0,05$ mm) > 60 %. Pri antrozemiach vyvinutých z technogénnych materiálov pozorovať rôznorodú objemovú a mernú hmotnosť jednotlivých vrstiev, v mnohých prípadoch neobvyklú, v prírodných materiáloch nezaznamenanú (Houšková, 1999). Napr. pôdy vyvinuté z čistiarenských kalov, výtokových popolčekov, lagúnových uloženín sadzí, a pod. sú charakteristické extrémne vysokou objemovou hmotnosťou a s tým súvisiacou kompakciou pôdneho profilu. Často sú kloakou rôznych polutantov anorganického i organického pôvodu.

Pôdy vytvorené zo stavebného odpadu, zbúranísk, z vojnového odpadu, pôdy vyvinuté z rôznych technogénnych hald a výsypek sa vyznačujú slabou kompakciou, nízkymi hodnotami objemovej a mernej hmotnosti. Sú charakterizované nadmernou

priepustnosťou a nestálou vododržnosťou, často sa vyskytujú extrémne porózne matrice s vysokým stupňom eutrofizácie a nitrifikácie.

Agregátna štruktúra antrozemí je porušená, všeobecne pôdny materiál je v neagregátnom stave (masívny alebo elementárny). Neobyčajnú agregátnu štruktúru zaznamenávame u pôd trávnikov, s charakteristickou doskovitou štruktúrou a silnou kompaktiou celého pôdneho profilu v dôsledku častého pojazdu kosačiek. Zmena, resp. porušenie štruktúry antrozemí je ďalším navrhovaným diagnostickým znakom.

V antropogénnych materiáloch možno zachytiť rôzne stupne kontaminácie, buď pôvodne vytvorené, alebo dodatočne akumulované. Všetky antrozemné pôdy majú slabú pufrovaciu schopnosť a sú náchylné na akúkoľvek formu kontaminácie, t.j. predstavujú vysokú retenčnú kapacitu pre ich akumuláciu a uvoľňovanie.

V niektorých technogénnych materiáloch, hlavne v skládkach vznikajúcich pri spracovaní farebných kovov je pozorovaná silná alkalizácia s vysokými hodnotami karbonátov. V nemeckej literatúre sú tieto pôdy popísané ako karbonatosoly (Burghardt et al., 2000). V extrémne alkalizovanom a karbonatizovanom prostredí dochádza k určitej imobilite ťažkých kovov. Druhým extrémom sú technogénne a prírodno-technogénne materiály vznikajúce pri banskej činnosti. Obsahujú nadmerné množstvá síry s extrémne nízkymi hodnotami pH. Sulfurický horizont je popísaný v americkej Soil Taxonomy (Engel, Ahrens, 1997) s hodnotami pH < 3,5. Možno diskutovať o mobilite ťažkých kovov v týchto substrátoch s nebezpečenstvom kontaminácie podzemných vôd.

Mnohé výsypkové materiály z ťažby čierneho a hnedého uhlia sú vylepšované kalmi z čističiek odpadových vôd. V týchto materiáloch sú pozorované silné redukčné podmienky s obmedzeným rozkladom organických látok, snáď so zvýšenou mobilitou ťažkých kovov. Z hľadiska ekologizácie hlavne technogénnych materiálov je potrebné uskutočňovať rôzne remediačné opatrenia (napr. termické čistenie materiálov, a pod.) na plochách, ktoré sú z hľadiska životného prostredia významné. Potenciál pre rast rastlín na týchto materiáloch býva značne zredukovaný.

Z biologických vlastností sa ešte nikto nevenoval procesom biologického rozkladu, resp. zahŕňania pri smetiskovom odpade alebo biologickom materiáli pohrebísk a cintorínov.

Všeobecne možno povedať že pre diagnostiku antrozemí je potrebné a nevyhnutné využívať analytické metódy pre všetky pôdne horizonty a vrstvy. Dôvodom je ich hore uvedená náchylnosť na rôzne degradačné javy a ich výskyt v oblastiach bezprostredne súvisiacich so životným prostredím človeka.

Pre ilustráciu uvedieme analytické metódy použité pri popise antrozemí (urbických pôd) v okolí Essenu (Burghardt et al., 2000):

1. C / N / S - totálne obsahy C, N a S (%) s analyzérmi C/N/S (použité pomery C/N, C/S, C/P)
2. CaCO_3 - vzorka skúšaná v 10% HCl na volný CO_2 ;
3. As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, P - totálne obsahy ťažkých kovov a rizikových prvkov ako aj totálny P cez aqua regia digestor;
4. P_{DL} a K_{DL} - fosfor a draslík rozpustný v 0,02 M Ca-laktáte a 0,02 M HCl (DL = dvojnásobný laktát, extrakcia pre frakciu potenciálne prístupnú pre rastliny);
5. $\text{Mg}_{\text{CaCl}_2}$ - horčík rozpustný v 0,025 M CaCl_2 (frakcia potenciálne prístupná pre rastliny);
6. ANC_{CO_3} - kyslá neutralizačná kapacita skúškou s 0,2 M HCl a titrácia nevyužitej kyseliny s 0,1 M NaOH;

7. CEC - kationová výmenná kapacita a vymeniteľné ióny (Ca, Mg, K, Na, H+Al) extrahované pri pH 8,2;
8. Fe_{ox}, Mn_{ox}, Al_{ox} - extrakcia oxalátu kyseliny NH₄ (pH 3,25);
9. Fe_{dith}, Mn_{dith}, Al_{dith} - extrakcia citrátu ditioničitého (pH 7,3);
10. pH_{CaCl2}, pH_{H2O} - pH hodnota meraná v 1:2,5 (0,01 M) CaCl₂, resp. rozpuťná vo vode komerčnou sklenou elektródou;
11. Textúra: rozloženie veľkostných častíc kombináciou vlhkého osievania (piesok) a sedimentačnej analýzy (íl, prach);
12. Objemová hmotnosť: určovala sa objemová hmotnosť vrstiev prevažne bez balastu meraná gravimetricky využívajúc oceľové valce o objeme 250 cm³ až 1000 cm³. Vo vrstvách obsahujúcich balast alebo skelet sa objemová hmotnosť merala vážením hrubého materiálu (> 2 mm), ktorý je naplnený do 11 l konvice;
13. pF-krivka (AC, FC) - meranie založené na stanovení rovnovážneho obsahu vody v pôdnych vzorkách pri rôznych hodnotách tlaku (pF 1,0/1,5/2,0/2,5/3,0), pre vyššie hodnoty (pF 4,2) sa používajú porušené pôdne vzorky;
14. Nasýtená hydraulická vodivosť (kf) - laboratórne merania pri stálej hladine vody s využitím valčekov o veľkosti (5x8 cm);
15. Magnetická citlivosť zeminy - objem 5 ml jemného substrátu (< 2 mm) sa váži a meria pomocou feromagnetického analyzérú (FMA 5000).

Záver

V práci sa prehľadnili niektoré diagnostické znaky antropogénnych pôd, ktoré boli definované v najnovšom Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd Slovenska. Pri kultizemnom horizonte navrhujeme prehľadnitiť obsah organického C, detailnejšie popísať stupeň homogenizácie a presnejšie identifikovať záhradnú formu kultivácie (prítomnosť P a dážďoviek). Diskutovala sa otázka hranice hlbokjej kultivácie, skeletu, farby horizontu, živiny, bioprístunosť ťažkých kovov. Pri antrozemnom horizonte navrhujeme sledovať analytické vlastnosti jednotlivých horizontov a vrstiev, charakter substrátu vrátane stratifikácie, skeletnatosť, artefakty, štruktúru, fyzikálne vlastnosti, kontamináciu, alkalizáciu a acidifikáciu.

Literatúra

- Ahrens, R.J., Engel, R.J., 1999: Soil taxonomy and Anthropogenic Soils. In: Kimble, J.M., R.J. Ahrens, and R.B. Bryant. Classification, Correlation, and Management of Anthropogenic Soils, Proceedings - Nevada and California, Sept. 21-Oct. 2, 1998. USDA-NRCS, NSSC, Lincoln, NE.
- Burghardt, W., 2000: The German double track concept of classifying soils by their substrate and their anthropo-natural genesis: the adaptation to urban areas. In: Burghardt, W., Dornauf, Ch., (eds.): Proceedings of the First Int. Conf. of SUITMA, Essen, July 12-18, 2000. Vol. 1, pp. 217-222.
- Burghardt, W. et al., 2000: Guidebook of excursions A, B, C, D. DBG, IUSS-UISS-IBU. First Int. Conf. of SUITMA, Essen, July 12-18, 2000.
- Burghardt, W., Conze, D., Scholten, P., 2000: The formation and occurrence of Carbonatosols on slag from iron works. In: Burghardt, W., Dornauf, Ch., (eds.): Proceedings of the First Int. Conf. of SUITMA, Essen, July 12-18, 2000. Vol. 1, pp. 283-288.
- DBG, 1998: Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Band 86, 180 s.

- Dudal, R., Nachtergaele, F.O., Purnell, M.F., 1998: Musings about "Anthropogenic soils". Atti del Covegno della Societa Italiana della Scienza del Suolo, Napoli - Ischia. Universita di Napoli Federico II; Naples, Italy.
- Engel, R.J., Ahrens, R.J., 1997: Soil taxonomy and Anthropogenic soils. In: Proc. of Int. Conference "Problems of anthropogenic soil formation", Moskva, s. 62-66.
- FAO-UNESCO, 1994: Soil Map of the World. Revised legend with corrections. ISRIC, Wageningen, 140 s.
- Hraško, J., Linkeš, V., Němeček, J., Novák, P., Šály, R., Šurina, B., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR. VÚPÚ Bratislava, 106 s.
- Houšková, B. 1999: Fyzikálne vlastnosti hodnotených antropogénnych pôd. Zborník sem. Revitalizácia krajiny dňa 16.12.1999. VÚMKI, ÚKIS, Bratislava, s. 4-8.
- ICOMANTH: <http://wwwscas.cit.cornell.edu/icomanth>.
- ISSS-ISRIC-FAO: World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources reports, 84, s. 88.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, Soc. Ped. Slovaca, Bratislava, 76 s.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R., 2000: Zatížení zemědělských půd polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurans. Rostlinná výroba, vol. 46, s. 349-354.
- Sobocká, J., Bedrna, Z., Juráni, B., Račko, J., 2000: Anthropogenic Soils in the Morphogenetic Soil Classification System of Slovakia: In: Burghardt, W., Dornauf, Ch., (eds.): Proceedings of the First Int. Conf. of SUITMA, Essen, July 12-18, 2000. Vol. 1, pp. 277-281.
- Šišov, L.L., Dobrovoľskij, G.V., 1997: Klasifikacija počv Rossii. Počvennyj inst. I. Dokučajeva, DOP pri RAN, Moskva, s. 236.
- Tomášek, M., Šefrna, L., 2000: Novotvorba půd na rekultivovaných výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve. In: Šarapatka, B., Prax, A. (Eds.): Úloha a využití výsledků pedologie v ekologii se zaměřením na agroekologii. Zbor. ref z 5. Pedolog. dnů, s. 106-113.
- USDA-NRCS, 1999: Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition. Agriculture Handbook 436, 869 p.

Kontakt:

*RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.
 Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy
 Gagarinova 10
 827 13 Bratislava
 e-mail: sobocka@vupu.sk*

ŠPECIFICKÁ ANTROPIZÁCIA PÔD PODMIENENÁ ZNÍŽENÍM HORNEJ HRANICE LESA

SPECIFIC SOIL ANTHROPIZATION INVOLVED BY UPPER FOREST BOUNDARY DECREASE

Bohdan JURÁNI

Prírodovedecká fakulta UK, Katedra pedológie, Bratislava

Abstract

Influence of agriculture on soil has various forms, not only formation of Ap-horizon. In the mountains of Slovakia so-called Valachian colonisation caused deforestation of upper part of mountains forming artificial alpine meadows. Due to the later decreasing of agricultural use of this meadows (decreasing of grazing by cattle) and sufficient moisture conditions (1400 mm per year) a blanket peat has been created in Martinské hole mountains during 20th century. This can be called as specific form of anthropization.

Úvod

Antropizácia pôd má rôzne podoby. Jednou z najstarších je poľnohospodárska antropizácia, ktorá súvisí s aktívnym využívaním produkčnej funkcie pôd pre potravinové zabezpečenie človeka. Jej trvanie je možné v našich oblastiach datovať v rozsahu 6000 rokov. Poľnohospodárska antropizácia pôd je vo väčšine prípadov definovaná ako zmeny pôdnych charakteristík, zapríčinených súborom technologických opatrení, súvisiacich s pestovaním poľnohospodárskych plodín, akými sú orba pôd a tiež komplex ďalších kultivačných zásahov ako hnojenie pôd a používanie ďalších agrochemikálií a v nemalej miere tiež odlesnením.

Špecifickým antropizačným vplyvom, súvisiacim s valašskou kolonizáciou je vo vysokých pohoriach zníženie hornej hranice lesa a vznik trávnatých holí alpínskeho charakteru, i v nadmorských výškach, kde tento druh vegetácie nie je pôvodný. Príkladom takejto antropizácie je tzv. Lúčanská skupina Malej Fatry, nazývaná tiež Martinské hole. Najvyšší bod Martinských holí, Veľká Lúka, s nadmorskou výškou 1476 m. n. m. jasne dokumentuje skutočnosť, že tieto vysokohorské lúky vznikli ako dôsledok odlesnenia.

Výsledky a diskusia

Priložená zväčšenina pôdnej mapy Slovenska mierky 1 : 400 000 (Hraško, Linkeš, Šurina, Šály, 1993) ako Mapa 1 prezentuje vo vrcholovej časti Martinských holí pôdny región P₃, ktorý je definovaný ako podzoly typické, sprievodne podzoly organozemné, litozeme a rankre na ľahších zvetralinách kyslých hornín. Mapa 2 prezentuje súčasný stav odlesnenia v tej istej oblasti.

Z porovnania oboch máp je možné konštatovať značnú mieru zhody medzi regiónom P₃ a odlesnenou oblasťou. Detailnejší pohľad na pôdy tohto regiónu ukazuje, že prakticky na celom pôvodnom území "holí" sa vyskytuje fenomén náznaku rašelinového O_r-horizontu, lokálne i plne vyvinutý rašelinový, väčšinou fibrický O_{tf}-horizont. Na častiach, ktoré boli odlesnené len pomerne nedávno, pre

účely zjazdového lyžovania, sa fenomén nadložného rašelinového O_t-horizontu ani v náznakoch nevyskytuje.

V zmysle poslednej aproximácie "Morfogenetického klasifikačného systému pôd" (Kolektív, 2000) možno pôdy vyššie uvedeného regiónu P₃ definovať ako prevažne podzoly organozemné s lokálnym výskytom organozemí litozemných a organozemí modálnych a v malom rozsahu litozeme a rankre. Špecifikom tu vyskytujúcich sa podzolov organozemných je skutočnosť, že väčšinou chýba dobre vyvinutý E_p-eluválny podzolový horizont a vyskytuje sa najčastejšie iba vo forme zóny vybielených zŕn. Z tohto pohľadu je preto správnejšie tieto pôdy nazvať ako podzoly kambizemné organozemné.

Uvádzame niekoľko hypotéz o možnosti vzniku tohoto organozemného subtypu podzolov. Súčasťou exkurzie Britskej pedologickej spoločnosti pri príležitosti jej 50. výročného stretnutia v Newcastle upon Tyne dňa 11. septembra 1997 bola návšteva lokality č. 2 pri Rothbury (pozri mapu 3). Okrem iného tu bola prezentovaná skutočnosť, že v náväznosti na znižovanie intenzity využívania extenzívnych pasienkov (aj ako dôsledok zhoršovania podmienok odbytu) sa na pasienku s výskytom *Calluna vulgaris* mozaikovite rozšírila papraď orličia (*Pteridium aquilinum*). Jej rozšírenie trvá približne 50 rokov, počas ktorých sa na povrchu pôdy typu *Placic Dystrochrept* (podľa USDA Soil Taxonomy) vytvoril rašelinový nadložný horizont o hrúbke 11 cm pozostávajúci z nasledujúcich subhorizontov:

- 0 - 4 cm O_{tf}, nerozložené zbytky paprade a vresu;
- 4 - 7 cm O_{tm}, 10YR 2/2, vlhká, semi-vláknitá organická vrstva s výskytom zbytkov paprade, extrémne porózna, výskyt jemných vláknitých korieňkov, ostrá hranica;
- 7 - 11 cm O_{ts}, 10 YR 2/1, vlhká, humifikovaná organická vrstva s prechodom do rašelinovej humusovej formy, veľké množstvo drevnatých a vláknitých korieňkov, výskyt vybielených piesčitých zŕn;
- > 11 cm - pôvodný pôdny profil.

Veľmi podobnú stratigrafiu má tiež nadložný rašelinový horizont vyskytujúci sa na podzoloch holí Lúčanskej Malej Fatry i keď dominantným materiálom v tomto prípade nie je papraď orličia. Poznanie tejto skutočnosti ma doviedlo k vysloveniu hypotézy, že vznik rašelinovej pokrývky (blanket peat) na Martinských holiach je vlastne špecifickým prejavom poľnohospodárskej antropizácie a to hneď v dvoch smeroch:

- Prvý z nich pôsobí pravdepodobne od dôb valašskej kolonizácie a spočíva v odlesnení územia a vytvorení trávnatých holí alpínskeho charakteru. Ide teda o výraznú zmenu vegetácie.
- Druhý, priamo iniciujúci antropický vplyv súvisí s útlmom využívania uvedených hôľných porastov pre poľnohospodárske účely (pasenie hovädzieho dobytku) minimálne 60 rokov, čím sa vytvorili predpoklady pre postupné rašelinenie nadbytkov organickej hmoty hôľných pasienkov. Dostatok zrážok (1 400 mm . rok⁻¹) a relatívne mierny reliéf boli ďalšími významnými činiteľmi pre rozvoj procesu rašelinenia.

Záver

Vznik nadložnej rašelinovej pokrývky (blanket peat) v vrcholovej časti Martinských hôľ možno pokladať za prejav špecifickej poľnohospodárskej antropizácie pôd súvisiacej so zmenou vegetácie pri odlesnení (valašská kolonizácia) a neskorším útlmom ich využívania pre poľnohospodárske účely (20. storočie).

PodĎakovanie

Táto práca bola podporená finančnými prostriedkami z vedeckého projektu č. 1/7009/20 Komisie VEGA pre biologické a ekologické vedy.

Literatúra

- Hraško, J., Linkeš, V., Šály, R., Šurina, B., 1993: Pôdna mapa Slovenska, mierka 1 : 400 000. VÚPÚ Bratislava.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, Bratislava, 76 s.
- Payton R.W., 1997: British Society of Soil Science. Golden jubilee meeting, September 1997. Field excursion guide. Newcastle upon Tyne.

Kontakt:

Doc. Ing. Bohdan Juráni, CSc.

Katedra pedológie PriFUK

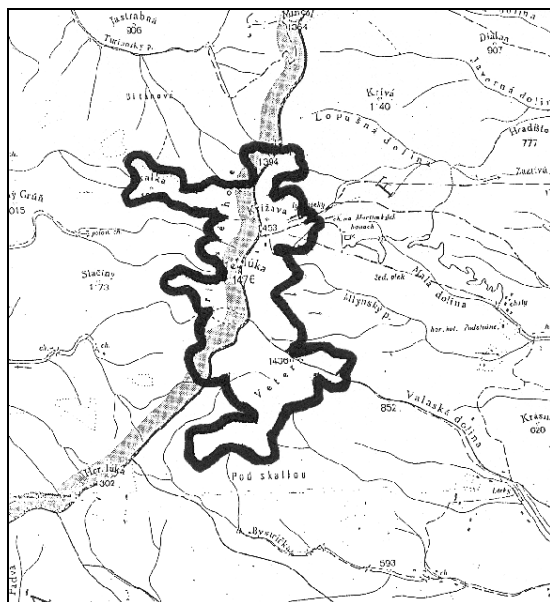
Mlynská dolina

842 15 Bratislava

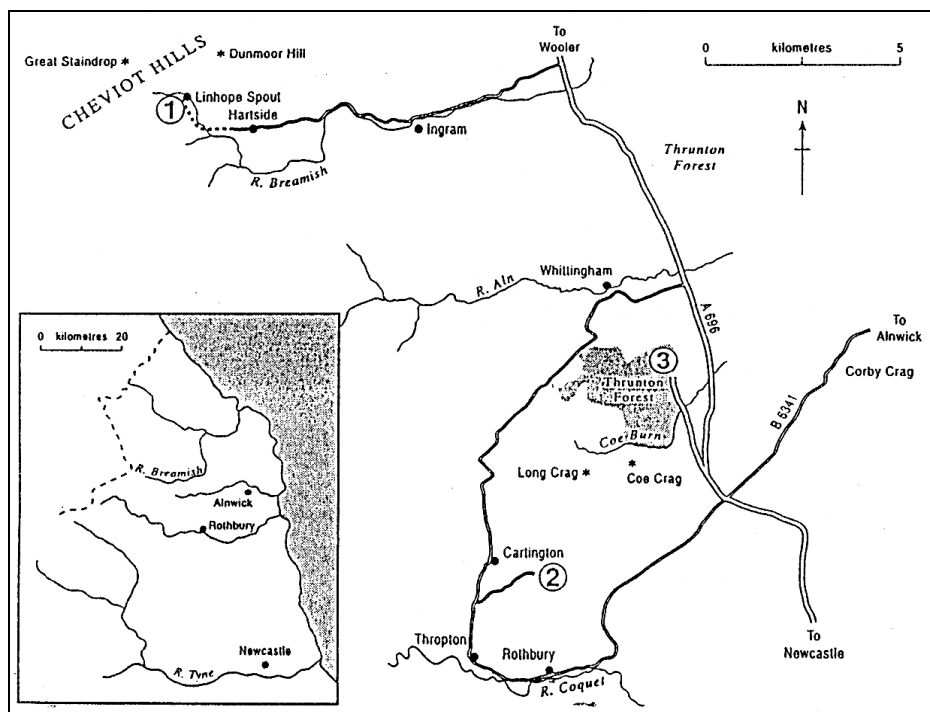
e-mail: pedologia@fns.uniba.sk



Obr. 1: Pôdna mapa oblasti Martinských hôľ.



Obr. 2: Súčasný stav odlesnenia v oblasti Martinských hôľ.



Obr.3: Územie vo Veľkej Británii pri Rothbury s výskytom nadložného rašelinového horizontu (lokalita 2).

SEZÓNNE ZMENY OBSAHU VYBRANÝCH KONTAMINANTOV V PÔDE

SEASONAL CHANGES OF SELECTED CONTAMINANTS CONTENT IN SOIL

Karol KALÚZ

Katedra krajinného inžinierstva, FZKI SPU Nitra

Abstract

On the base of evaluation of 3 years lasting seasonal intake of soil samples in surroundings of metalurgical works we have found a high variability for Cu and Zn contents. Yearly maximum lays in summer season. On other hand in spring and autumn season of the above mentioned elements content achieve only 60.4 and 98.8 % or from 58.1 to 68.9 % according to monitored element. Content of elements depended also on distance from the source according to log-nomal distribution with high probability of occurrence – 56.2 % (Cu) and 96.5 % (Zn). These facts show an importance of sampling term and location selection for intensity and extent of soil contamination assessment.

Úvod

Zmeny obsahov a foriem väčšiny prvkov v pôde, hlavne zo skupiny makro či mikroelementov, sú podrobne preskúmané (Bielek 1998, Čumakov, Juráni 1981, Neuberg a kol., 1990). Menej poznatkov je z problematiky týchto látok v nadbytku v pôde, keď pozornosť sa sústreďuje na ovplyvňovanie ich mobility v kladnom smere alebo zápornom, ako ich petrifikácia v pôde (Kalúz, 1990). Známe sú aj práce popisujúce čerpanie hlavne ťažkých kovov z pôdy rastlinami (Mocik, 1988), resp. ich prevod na mobilné formy a ich vyplavovanie z pôdy za kontrolovaných podmienok (Cibulka a kol., 1986), príp. v poľných podmienkach (Halaj, 1994).

Ojedinelé sú práce popisujúce sezónne zmeny obsahu škodlivých látok v pôde v poľných podmienkach, keď hlavným nedostatkom je možnosť dodatkovej kontaminácie a značná heterogenita materiálu (Kalúz 1990; Tomáš, 1988). Uvedený problém je riešený na príklade oblasti kontaminovanej Cu a Zn z imisií metalurgického závodu.

Materiál a metóda

Materiál tvoria vzorky pôd odobraté v priebehu troch rokov v termínoch jar, leto, jeseň s kalibračnou etapou, t.j. 10 odberov z 15-tich stálych odberových miest podľa afinity pôdy ku kontaminantom (Kalúz, 1990). V prípade zjavnej heterogenity boli odbery zdvojené a tým celkový počet vzoriek dosiahol 182.

Podľa uzančnej metodiky pre indikačné hodnoty (Vestník MP SR, 1994) boli obsahy Cu a Zn, spolu s Cr, Cd, Pb a Ni analyzované AAS vo výluhu 2M HNO₃ (Kolektív, 1990). Získané výsledky boli štatisticky spracované štandardnými metódami (Dub, Němec a kol., 1964; Ventcel'ová 1994).

Výsledky a diskusia

Spracovaním a vynesím časových a hodnotových radov do normálnych, resp. pravdepodobnostných sietí bolo zistené, že maximá obsahov uvedených škodlivín sú dosahované v letnom období, zatiaľ čo jarné a jesenné odbery dosahujú výrazne nižšie koncentrácie. Toto zistenie, za predpokladu permanentnej kontaminácie zo zdroja znečistenia výrazne determinuje čas odberu vzoriek.

Ďalším zistením je, že obsahy Cu a Zn, v závislosti na vzdialenosti od zdroja, podliehajú zákonitosti logaritmicko-normálneho rozdelenia s vysokou pravdepodobnosťou zhody teoretického a empirického radu $p = 56,2$ až $96,5$ % (testované podľa χ^2 Pearsonovej miery zhody).

Aj keď hodnota samotného χ^2 kritéria, resp. pravdepodobnosť zhody je vysoká, t.j. metódou kvantilov (ktorá je presnejšia než štatistická) zhotovená teoretická čiara rozdelenia má len náhodné rozdiely oproti empirickým údajom, nemôžeme tento fakt považovať za dôkaz správnosti hypotézy o LN – rozdelení (Ventcel'ová 1994). Pomocou tohto kritéria (alebo ľubovoľného iného) môžeme iba vyvrátiť vybranú hypotézu alebo konštatovať, že neprotirečí experimentálnym údajom ako je to uvedené v Tab 1.

Tab. 1 Parametre čiar LN-rozdelenia a χ^2 Pearsonovho kritéria zhody.

/1/ PRVOK	/2/ X	/3/ S _x	/4/ C _s	/5/ χ^2	/6/ P
Cu	268,0	269,4	3,4	3,000	56,2
Zn	866,3	245,6	2,9	0,574	96,5

1 - prvok

2 - aritmetický priemer obsahu prvku vo vzorke v mg.kg^{-1}

3 - smerodajná odchýlka pre máločlenný súbor

4 - súčiniteľ asymetrie (charakteristika šikmosti)

5 - hodnota Pearsonovho χ^2 kritéria súhlasu

6 - pravdepodobnosť (%) zhody teoretického a empirického rozdelenia

Záver

Štatistickým a grafickým spracovaním údajov analýz odberov vzoriek pôd, bolo zistené, že za predpokladu permanentnej (vyrovnanej) kontaminácie pôdy zo zdroja – metalurgického závodu, obsahy vybraných prvkov – Cu a Zn v priebehu troch rokov dosahujú maximá v letnom období. Naproti tomu ich obsahy jednotlivo v jarnom termíne dosahujú 60,4 až 98,2 % maxima, resp. v jesennom období 58,1 % až 68,9 %.

Ďalej bolo zistené, že za skôr uvedených podmienok a v závislosti od vzdialenosti od zdroja a predpokladu rôznej väzby škodlivých látok v granulometrickom zložení emisií, obsahy škodlivín sledujú zákonitosti logaritmicko-normálneho rozdelenia s vysokou pravdepodobnosťou 56,2 % až vyše 96,5 %.

Uvedené výsledky dokazujú dôležitosť miesta a termínu odberu vzoriek pôd pri posudzovaní miery a rozsahu kontaminácie pôd anorganickými škodlivinami z imisií.

Literatúra

- Bielek, P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPU Bratislava, 255 s.
- Cibulka, J. a kol., 1986: Pohyb olova, kadmia a ortuti v zemедělské výrobě a biosféře. SZN, Praha, 157 s.
- Čumakov, A., Juráni, B., 1981: Stanovenie potreby hnojenia mikroelementami. In: Vedecké práce VÚPVR č. 10, Bratislava, Príroda, s. 175-184.
- Dub, O., Němec, J. a kol., 1964: Hydrologie. TP 34, SNTL Praha, 379 s.
- Halaj, P., 1994: K problematike experimentálneho stanovenia potenciálnej infiltrácie v poľných podmienkach. In: Theoretical and Practical Utilization of Modern Equipments and Models with Orientation on the Environment Water and Agriculture. Proceedings of the Workshop no. 2. TEMPUS No. JEN – 02150 SQ – 94. Banská Bystrica, s. 22 - 25.
- Kalúz, K., 1990: Návrh širších ochranných pásiem okolo Kovohút, š.p. Krompachy. Záver. správa VÚPÚ Bratislava, 25 s.
- Kolektív, 1990: Metodiky fyzikálno-chemických analýz pre informačný systém o pôde. VÚPÚ Bratislava, 72 s.
- Neuberg, J. a kol., 1990: Komplexní metodika výživy rostlin. ÚTIZ Praha, 327 s.
- Mocik, S., 1988: Vplyv pH a vápenatých iónov na uvoľňovanie kadmia + Cd – formy bentonitu. In: Význam a využitie stopových prvkov v rastlinnej a živočíšnej výrobe, (zborník prednášok z konferencie) VŠP Nitra, Račková dolina, s. 10-11.
- Tomáš, J., 1988: Účinok stupňovaných dávok síry na obsah Fe, Cu, Zn a Mn rôznymi odrodami ozimnej pšenice. Zborník prednášok z konferencie, VŠP Nitra, Račková dolina, s. 156-159.
- Ventceľová, J. S., 1973: Teória pravdepodobnosti, Alfa Bratislava, SNTL Praha, 522 s.
- Vestník MP SR, 1994: Rozhodnutie MP SR o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde a o určení organizácií oprávnených zisťovať skutočné hodnoty týchto látok (č. 531/1994-540), roč. XXVI, čiastka 1.

Kontakt:

*Ing. Karol Kalúz, CSc.
Katedra krajinného inžinierstva FZKI
SPU Nitra
Hospodárska 7
949 76 Nitra*

SÚČASNÝ STAV ZÁSOb ŽIVÍN A pH ORNÝCH PÔD SLOVENSKA

A PRESENT STATUS OF NUTRIENT SUPPLY AND pH IN ARABLE LAND OF SLOVAKIA

František KOTVAS

Odbor agrochémie a výživy rastlín, ÚKSÚP Bratislava

Abstract

Results of agro-chemical soil testing during last years are conformable with passive balance between nutrients input in soil and their consumption by yields. Accompanying characteristics are decreasing of resistance of crop cycles, increasing of crop sensitivity on damaged factors, weather oscillation and insufficient agrotechnics. Non-systematic fertilizer use threatens soil fertility and becomes the primary recession factor in agro-system. If a high infection pathogens pressure with weak plant protection is presented, so as increased weed competition and climatic anomalous events in vegetation period, soil erosion risk, deteriorating physical-mechanical soil properties, this status can issue in food security risk of the country. Also non-systematic soil liming menaces soil fertility, delimits crop production and contributes to the ecological non-stability of agricultural land and hydrosphere, and crop hygiene, too. Therefore, the monitoring system of agro-chemical parameters and environmental loads is inevitable condition for life quality.

Úvod

Ekonomickú a výrobnú efektívnosť rastlinnej výroby významne ovplyvňuje pôdna úrodnosť, ktorú okrem iných faktorov charakterizuje pôdna reakcia a zásoby prijateľných živín P a K. Tento segment pôdneho chemizmu je pravidelne monitorovaný Agrochemickým skúšaním pôd (ďalej ASP). Výsledky celoplošného ASP v 60-tych rokoch boli podkladom pre intenzifikáciu rastlinnej výroby regulovaným vápnením a hnojením na dosiahnutie rastu úrod a zásob pôdnych živín. Pôdna reakcia spočiatku indikovala najmä vhodnosť pestovateľského stanovišťa plodín. Až neskôr, v dôsledku postupujúcej industrializácie a motorizácie SR sa začala vnímať aj ako parameter ekologickej stability agrárnej krajiny. Po skúsenostiach z posledného desaťročia, poznačeného nízkou starostlivosťou o pôdny chemizmus, narastá význam ASP, keďže jeho výsledky sú podkladom pre nadväznú výživárske opatrenia, ktoré v súčasnosti ovplyvňujú stabilitu úrod a intenzitu rastlinnej výroby vôbec. Dlhodobó zanedbávané hnojenie limituje efektívnosť väčšiny pestovateľských opatrení od orby po zber, znižuje rezistenciu pestovateľskej sústavy, najmä v rokoch s deficitom zrážok.

Vývoj parametrov ASP v poslednom desaťročí už začína kopírovať nízku intenzitu hnojenia a vápnenia. Analogicky zaznamenávame depresívny vplyv na úrody. Postupne sa stiera „zotrvačný efekt“ niekdajšieho intenzívneho hnojenia, ktoré vytvorilo zásoby prijateľného P a K v našich pôdach. Jeho úrodotvorný vplyv žiaľ postupne doznieva.

Výsledky a diskusia

Na kauzálné hodnotenie trendu vývoja agrochemických parametrov orných pôd SR boli využité výsledky prieskumov zabezpečovaných ÚKSÚP-om. Aktualizáciou výsledkov ASP sa každoročne porovnáva vývoj vybraných parametrov (pH a obsah prístupného P a K), keďže päťročný cyklus ASP je relatívne dlhé obdobie pri uplatňovaní neštandardných pestovateľských postupov.

Ročne odskúšaná vzorka podnikov o výmere cca 200 tis. ha sa porovnáva s výsledkami prevažne tých istých podnikov pred piatimi rokmi. Prieskumom spotreby hnojív sa každoročne získava prehľad o celoplošnej intenzite hnojenia a vápnenia. Výsledky anketového prieskumu pokrývajú 75 - 80 % podiel orných pôd, ktorý možno považovať za reprezentatívny. Hodnotenie sledovaných kritérií podľa výrobných oblastí má vyššiu výpovednú schopnosť, ako podľa územných celkov.

Zmeny agrochemických parametrov posudzované percentuálnym zastúpením jednotlivých kategórií pH, či zásob živín, sú dôsledkom deficitného hnojenia (Tab. 1) a vápnenia. Pôdna reakcia je významne ovplyvňovaná úrovňou vápnenia, ktorá je v celoštátnom priemere nižšia ako ročná dávka tzv. udržiavacieho vápnenia (200 - 280 kg CaO.ha⁻¹). Dôsledkom je postupujúca acidifikácia, pri ktorej sa znižuje podiel neutrálnych pôd (Tab. 2). Zastavenie nárastu podielu pôd vyžadujúcich tzv. zúrodňovacie vápnenie (pH/KCl do 5,5) pripisujeme cielene orientovanej dotačnej politike v minulých rokoch.

Prírastok podielu alkalických pôd je dôsledkom jednak znížených vstupov priemyselných hnojív, ale aj nižšieho emisného zaťaženia ovzdušia oxidmi dusíka a síry.

Živinový režim našich orných pôd je významne ovplyvňovaný nedostatočným hnojením. Podiel krytia živín na dosiahnuté úrody v rokoch 1998 - 1999 dokumentuje obr. 1. Priebeh vývoja hodnotených parametrov ASP v rokoch 1990 - 1998 prezentuje obr. 2. Obsah prístupného fosforu charakterizuje všeobecný pokles podielu najlepších kategórií pôdnych zásob. Korešponduje to s úrovňou hnojenia a výškou dosahovaných úrod obilnín (viď obr. 3), ktoré zaberajú takmer 70 % osevu SR. Nárast podielu malých zásob živiny dosahuje už takmer 20 %, čo negatívne ovplyvňuje najmä úrodu obilnín. Obsah draslíka vykazuje radikálnejšie poklesy, nielen v dôsledku mnohonásobne vyššieho odberu živiny ako fosforu, ale aj jeho vyšším vymývaním, najmä z ľahších pôd. V súčasnosti už máme niektoré katastrofe iba s nízkymi zásobami K. Takýto trend obsahu živiny, najmä pri nízkom hnojení organickými hnojivami bude významne limitovať úrody, najmä v rokoch s nedostatkom zrážok. Nastupujúce klimatické zmeny sú výzvou k návratu osvedčenej praxi hnojenia.

Obsah horčíka, prípadne ďalších živín, zatiaľ neprezentujeme, nakoľko zásoba Mg v našich pôdach je ešte dostačujúca. Pri výkone ASP sa však už objavujú aj hony s nízkou zásobou Mg, kde sa už vyžaduje aj primerané hnojenie.

Hoci sa síra už stáva piatou základnou živinou, zatiaľ nebola zahrnutá do monitorovania v rámci ASP. Úbytok emisných spadov oxidov síry si už začína vynucovať aj hnojenie touto živinou, ktorá popri ovplyvnení kvantity úrody má predovšetkým vplyv a kvalitatívne znaky úrod. Súčasný úsporný režim však neumožňuje rozšíriť aktivity v ASP. Detekcia obsahu stopových prvkov sa priebežne vykonáva v orientačnom rozsahu, nebola však dosiaľ vyhodnocovaná.

Tab. 1. Priemerná spotreba priemyselných hnojív na Slovensku v kg č.ž. na ha p.p. a o.p. podľa rokov.

Živiny		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
N	poľ. pôda	88,6	91,6	62,8	39,5	28,4	30,1	30,6	32,8	37,7	35,1	28,0
P ₂ O ₅		69,7	69,0	30,7	12,6	7,2	7,3	7,8	8,8	10,5	8,8	5,6
K ₂ O		72,8	79,1	29,6	11,8	6,0	6,1	6,6	7,3	8,8	7,3	4,5
NPK		231,1	239,7	123,1	63,9	41,6	43,5	45,0	48,9	57,0	51,2	38,1
N	orná pôda	.	.	.	.	41,6	47,8	49,2	50,5	60,3	56,1	44,8
P ₂ O ₅		.	.	.	.	10,5	11,6	12,4	13,6	16,8	14,0	8,9
K ₂ O		.	.	.	.	8,8	9,7	10,8	11,2	14,0	11,7	7,2
NPK		.	.	.	.	60,9	69,0	72,4	75,3	91,1	81,8	60,9

Tab. 2. Porovnanie vývoja pôdnej reakcie (pH/KCl) odskúšanej výmery v ASP v rokoch 1993 a 1998 na ornej pôde v % podľa kategórie v SR.

Rok	Výmera	K A T E G Ó R I A						
		EK	Si.K	K	ΣK	Sl.K	N	A
		do 4,5	4,5-5,0	5,1-5,5		5,6-6,5	6,6-7,2	7,3-7,7
1998	202 845	1,4	4	7,8	13,2	30,3	33,6	22,9
1993	185 687	3	5,8	9,1	17,9	25,3	40,1	16,7
rozdiel	+17 158	-1,6	-1,8	-1,3	-4,7	5	-6,5	6,2

IX cyklus SR 1990 - 94	2,2	4,1	7,5	13,8	24,4	40	21,4
------------------------	-----	-----	-----	------	------	----	------

Vysvetlivky:

EK - extrémne kyslá

Si.K - silne kyslá

K - kyslá

Sl.K - slabo kyslá

N - neutrálna

A - alkalická

Tab. 3. Porovnanie vývoja obsahu prijateľného fosforu a draslíka odskúšanej výmery v ASP v rokoch 1993 a 1998 na ornej pôde v % podľa kategórie zásobenosti v SR.

fosfor

Rok	Výmera	K A T E G Ó R I A				
		VM	M	S	D	V
1998	202 845	3,0	15,0	41,3	24,1	16,6
1993	185 687	2,3	10,2	39,9	14,1	33,5
rozdiel	+ 17 158	0,7	4,8	1,4	10,0	-16,9

IX cyklus SR 1990-94	2,3	9,5	38,1	14,2	35,9
----------------------	-----	-----	------	------	------

Pokračovanie Tab. 3.

draslík

Rok	Výmera	K A T E G Ó R I A				
		VM	M	S	D	V
1998	202 845	1,2	10,5	29,7	38,1	20,5
1993	185 687	1,2	8,1	25,3	35,3	30,1
rozdiel	+ 17 158	0	2,4	4,4	2,8	-9,6

X cyklus SR 1990-94	0,3	1,4	6,6	15,6	76,1
---------------------	-----	-----	-----	------	------

Vysvetlivky:

VM - veľmi malá zásoba

M - malá zásoba

S - stredná zásoba

D - dobrá zásoba

V - vysoká zásoba

Záver

Výsledky ASP za posledné roky sú konformné s pasívnou bilanciou medzi vstupom živín do pôdy a ich exportom úrodami. Sprievodným znakom býva zníženie rezistencie pestovateľskej sústavy, zvýšenie vnímavosti kultúr na škodlivé činitele, výkyvy počasia a nedostatky v agrotechnike. Nesystémovosť v hnojení ohrozuje pôdnu úrodnosť a stáva sa primárnym faktorom recesie v agrosústave. Ak sa k nemu navyše pridruží vysoký infekčný tlak patogénov s nedostatočnou ochranou rastlín, zvýšenou konkurenciou burín a klimatické anomálie vo vegetačnom období, nárast eróziou ohrozených pôd a zhoršujúce sa fyzikálno-mechanické vlastnosti pôdy, môže stav vyústiť do ohrozenia potravinovej bezpečnosti krajiny.

Nesystémovosť vo vápnení opäť ohrozuje pôdnu úrodnosť, limituje výšku úrod a ohrozuje nielen ekologickú stabilitu agrárnej krajiny a hydrosféru, ale aj hygienu rastlinných produktov.

Z uvedeného vyplýva, že zavedený systém monitorovania agrochemických parametrov agrárne využívanej pôdy a environmentálnej záťaže celého pôdneho fondu štátu je podmienkou kvality života.

Kontakt:

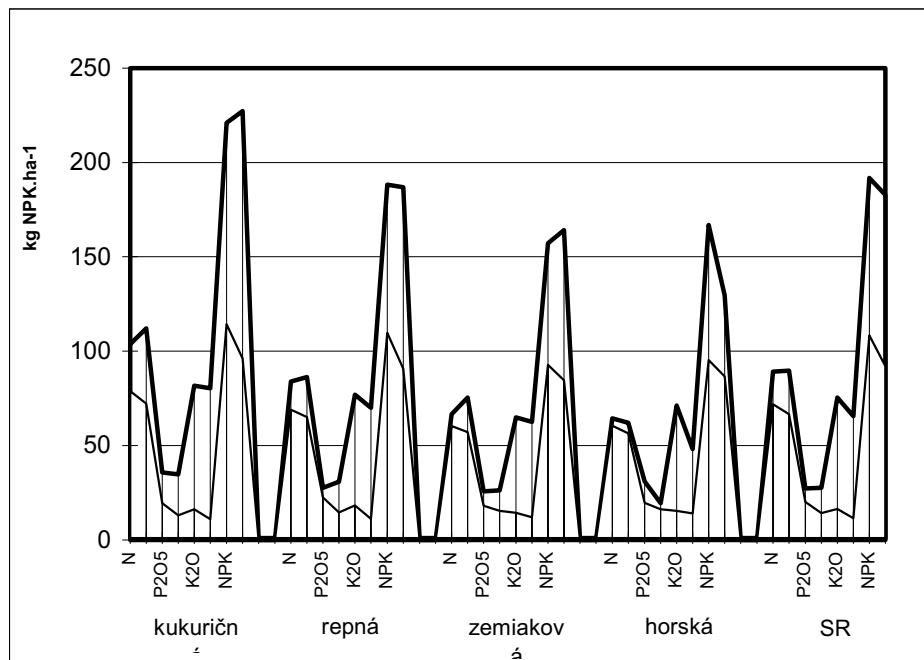
Ing. František Kotvas, CSc.

Odbor agrochémie a výživy rastlín ÚKSÚP

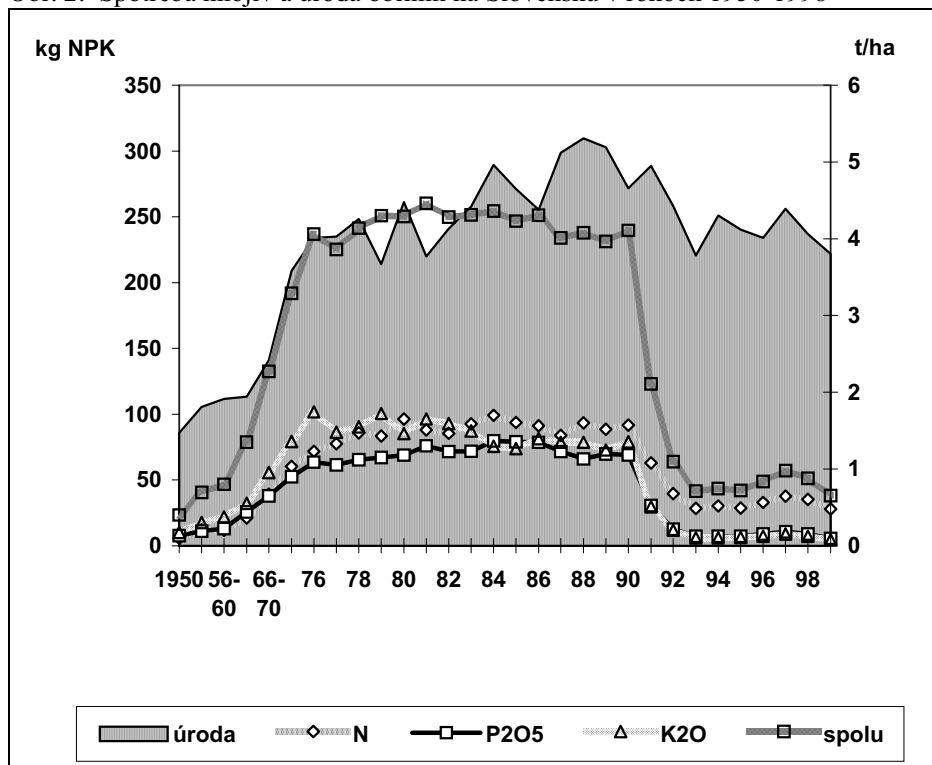
Matúškova 21

Bratislava

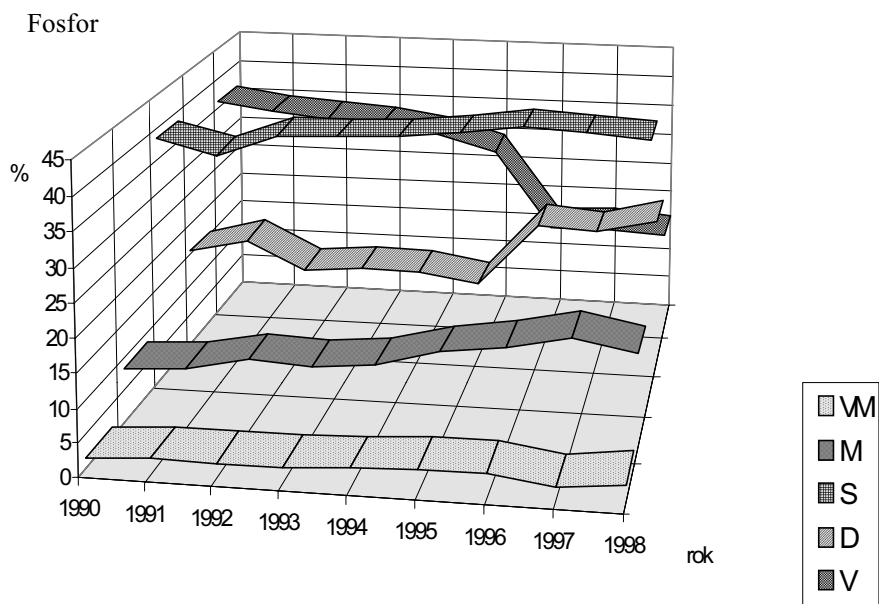
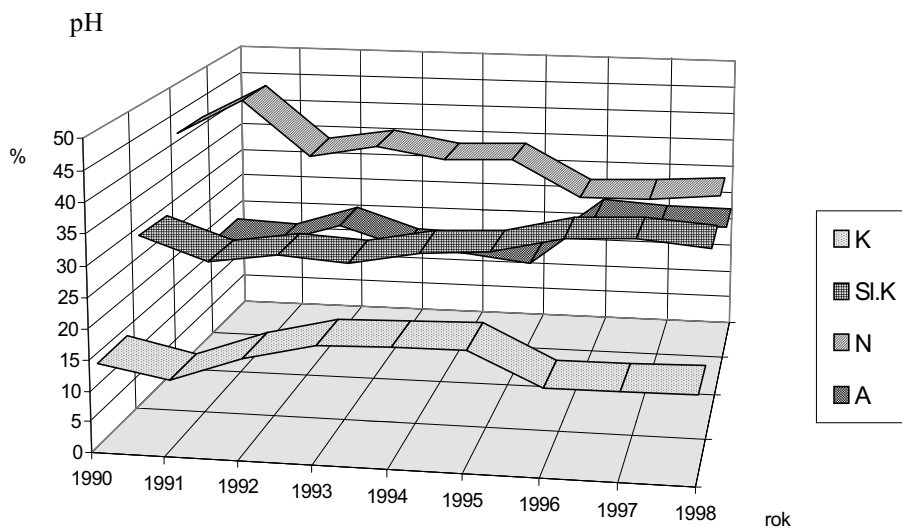
Obr. 1: Nedodané živiny na ornej pôde na úrody rokov 1998 a 1999 v celoštátnom priemere.



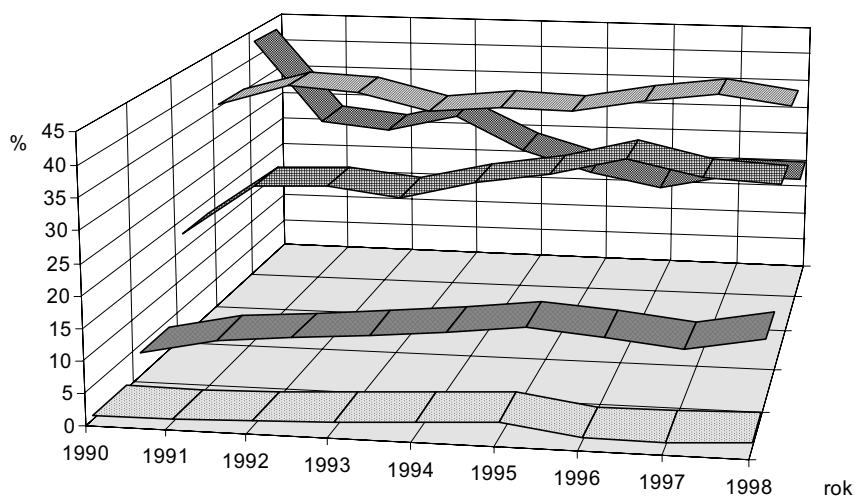
Obr. 2: Spotreba hnojív a úroda obilnín na Slovensku v rokoch 1950-1998



Obr. 3. Vývoj parametrov ASP z ročných výkonov na ornej pôde SR v % podielov kategórii od roku 1990.



Draslík



HODNOTENIE ANTROPIZÁCIE PÔD A AKTUALIZÁCIA BONITAČNÉHO INFORMAČNÉHO SYSTÉMU O PÔDE

SOIL ANTHROPIZATION ASSESSMENT AND BONITATION SOIL INFORMATION SYSTEM UPGRADING

Blanka ILAVSKÁ, Richard LAZÚR

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava

Abstract

Soil anthropization is recognized in the bonitation information system only in three main soil units (MSU), which are characterized as trenched kultizems, or intensively cultivated soils (without terracing) - MSU 30, kultizems transformed by trenching and terracing - MSU 74 and soils deteriorated by immisions - MSU 10. Other anthropic influences, like water and wind erosion, are expressed in MSU 38, 43 - eroded chernozems, 47, 52, 53, 54, 55 - eroded luvisols. No other anthropization phenomena are remarked in the bonitation soil-ecological units (BSEU) system. It can be explained due to the fact that soil bonity is expressed by soil price (Act No. 465/1991) at present time, so each BSEU data upgrading is connected with BSEU tariff upgrading. At present the tariff from 1991 is valid yet which relating to 5-digit code in opposite to 7-digit code implemented in bonitation system in the last time. Every renewal of MSU data code - acceptance of new MSU should be caused the estimation change of BSEU which is closely linked to a economic research of new MSU production-costs parameters. Including of new MSU is retarded by methodical advices of superior officials (Soil Management Ministry of the Slovak Republic) which do not recommend or even forbid soil rebonitation due to anthropic influence reasons. So these reasons do not allow incorporation anthropic influences to be in full extent expressed in soil bonitation system.

Úvod

Bonitačný informačný systém a bonitačná banka dát sa vyvíja a udržuje už viac ako 25 rokov. Tento vývoj mal a stále má aj mnohé objektívne podmienené nedostatky. Napriek tomu sa však bonitačný informačný systém stal trvalým prostriedkom pre riadenie štátnej pôdnej politiky predovšetkým v oblasti ochrany pôdneho fondu.

Bonitácia pôd pozostáva z tvorby klasifikačnej sústavy bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek a z tvorby bonitačnej banky dát. Práce na bonitácii pôd u nás začali bezprostredne po skončení Komplexného pôdozvedeckého prieskumu (1960 – 1971). Výsledky tohto prieskumu sa stali podkladom bonitácie po stránke mapových podkladov, ako aj po stránke klasifikačného systému pôd a vlastností (klasifikácia genetických pôdných typov, subtypov, variet, foriem, substrátov, pôdných druhov, hĺbky pôdy a štrkovitosti – kamenitosti).

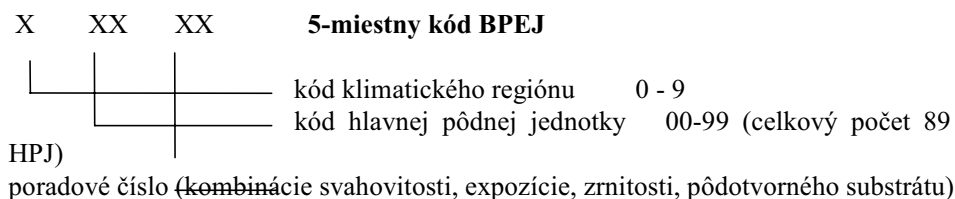
Zároveň s bonitačným prieskumom prebiehal výskum produkčno-nákladových parametrov pôd v podobe viacročného sledovania úrod a vstupov na početnej sieti pôdne a ekologicky homogénnych honov reprezentujúcich všetky významné pôdno-ekologické jednotky. Výsledkom týchto prác bolo vytvorenie bonitačného informačného systému a cien poľnohospodárskych pôd.

Materiál a metódy

Koncepcia bonitácie je založená na charakteristike každej parcely parametrami pôdno-ekologických vlastností, ktoré sú vyjadrené bonitovanými pôdno-ekologickými jednotkami (BPEJ). Bonitované pôdno-ekologické jednotky sú pôdne a ekologicky relatívne najhomogénnejšie jednotky, ktoré predstavujú hlavné pôdno-klimatické jednotky podrobnejšie rozdelené podľa kategórií ich sklonu, hĺbky pôdy, expozície k svetovým stranám, skeletovitosti a zrnitosti povrchového horizontu.

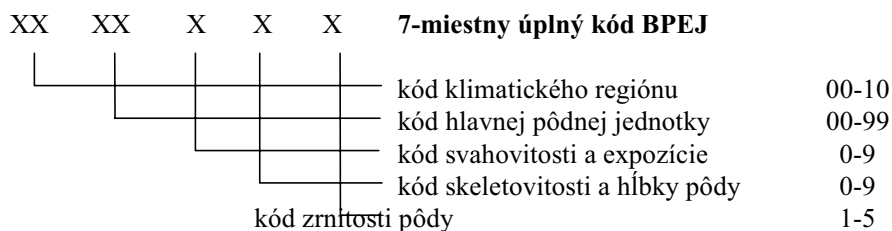
Prvá sústava pôdno-ekologických jednotiek mala približne 850 jednotiek (Linkeš, 1977), vyjadrených v podobe 5-miestneho číselného kódu. V číselníku hlavných pôdných jednotiek (HPJ), ktorý obsahoval 89 jednotiek, sa vyskytovala jediná HPJ "74" v charakteristike ktorej je vyjadrený antropogénny vplyv – hnedá pôda antropogénna (rigolovaná).

Štruktúra kódu bonitovanej pôdno-ekologickej jednotky (BPEJ):



Aktualizácia bonitačného informačného systému v rokoch 1986 – 1993 bola vykonaná v niekoľkých etapách, z ktorých tretia aktualizácia, ktorá sa prebiehala na pokyn MP SR od roku 1989, zahŕňovala revíziu základného pedologického prieskumu so zmenami hlavných pôdných jednotiek na základe pedologických sond a ich morfológických, chemických a fyzikálnych analýz vrátane úpravy klimatických regiónov. V priebehu tejto aktualizácie nebol číselník hlavných pôdných jednotiek rozšírený o ďalšie jednotky. V roku 1994 bol číselník HPJ rozšírený na konečný počet 100. V tej dobe už bol zavedený do bonitácie nový 7-miestny kód BPEJ, v ktorom sú jej pôdno-klimatické vlastnosti vyjadrené kombináciou kódov jednotlivých vlastností na stabilných miestach výsledného 7-miestneho kódu.

Štruktúra kódu bonitovanej pôdno-ekologickej jednotky (BPEJ):



V 7-miestnom kóde BPEJ prvé dve miesta vyjadrujú klimatický región, druhé dve miesta charakterizujú hlavnú pôdnu jednotku. Piate miesto vyjadruje kombináciu svahovitosti a expozície k svetovým stranám, šieste miesto kombináciu skeletovitosti a hĺbky pôdy. Siedme miesto kódu BPEJ vyjadruje zrnitosť pôdy.

Do číselníka HPJ boli zaradené kódy HPJ :

30 - s charakteristikou kultizeme rigolované alebo intenzívne kultivované (bez terasovania);

74 - s charakteristikou kultizeme pretvorené rigoláciou a terasovaním;

10 - pôdy výrazne poškodené imisiami (toxikované variety rôznych pôdnych typov).

Vlastná bonita - hodnota pôdy sa v súčasnej bonitácii vyjadruje nie bonitnou triedou, ale celoštátne platnou cenou pôdy. Stanovenie ceny pôdy v podstate vychádza z ocenenia produkčných a nákladových parametrov, ktoré sa získali na základe ekonomického sledovania homogénnych honov zaradených do typického súboru BPEJ. Jednotkám BPEJ zodpovedajú aj normatívne údaje o produkcii poľnohospodárskych plodín, ktoré sa môžu v daných prírodných podmienkach a pri obvyklej agrotechnike pestovať, ako aj normatívne údaje o nákladoch, čo v konečnom dôsledku slúži pre výpočet ceny pôdy. Produkčno-nákladové parametre sú periodicky aktualizované a upravované podľa výrobných a ekonomických podmienok poľnohospodárstva (Výskumný ústav ekonomiky poľnohospodárstva a potravinárstva Bratislava).

Aktualizácia bonitačného informačného systému bude pokračovať budúcnosti, nakoľko je podmienená objektívnymi skutočnosťami, ako sú: a) vydávanie nových podkladových štátnych máp odvodených (najmä tých, kde došlo k veľkým zmenám výškopisu), b) výrazné zmeny v pôdnom kryte, ktoré sú vyvolané antropogénnou činnosťou alebo prírodnými činiteľmi, prípadne na základe požiadaviek spresnenia - detailizácie bonitácie pôd po minimálnu plochu 0,25 ha.

Výsledky a diskusia

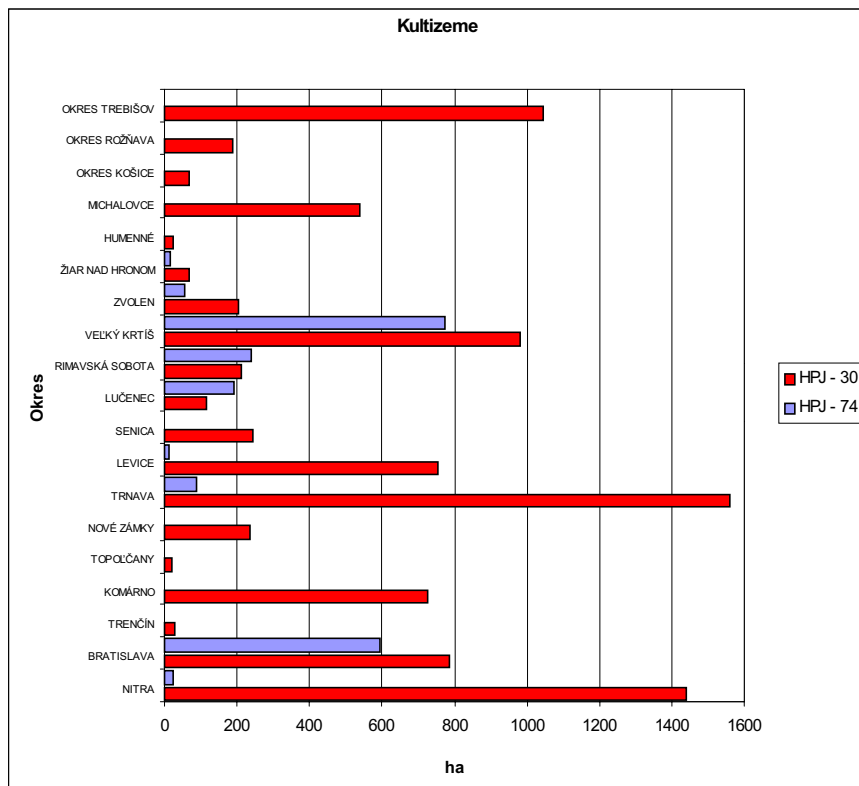
Antropogénne pôdy vychádzajúc z jej definície (Bedrna, 1999) sú pôdy pozmenené činnosťou človeka. Človek môže zlepšiť alebo zhoršiť vlastnosti pôdy. Zmeny v pôdach sa prejavujú rôznou intenzitou. Morfologicky sú evidentné v niekoľkých rovinách. V bonitačnom informačnom systéme je antropogénny vplyv vyjadrený v rovine:

- hĺbka antropického vplyvu v pôdnom profile (HPJ 30, 74)
- čiastočne intenzita antropického vplyvu (množstvo rizikovej látky) - (HPJ 10)

Kultizeme sa podľa poslednej aktualizácie nachádzajú na výmere 11 240 ha. V Tab. 1 je vyhodnotené zastúpenie týchto jednotiek podľa okresov.

Tab.1 Zastúpenie kultizemí v jednotlivých okresoch.

OKRES	HPJ	výmera (ha)
NITRA	30	1441,02
	74	25,28
BRATISLAVA	30	787,48
	74	593
TRENČÍN	30	29
	74	0
KOMÁRNO	30	727,3
	74	0
TOPOLEČANY	30	21,8
	74	0
NOVÉ ZÁMKY	30	234,66
	74	0
TRNAVA	30	1561,03
	74	88
LEVICE	30	755,33
	74	11,29
SENICA	30	244,6
	74	0
LUČENEC	30	115,14
	74	191,77
RIMAVSKÁ SOBOTA	30	211,67
	74	240,87
VEĽKÝ KRTÍŠ	30	980,42
	74	774,91
ZVOLEN	30	205,05
	74	56,04
ŽIAR NAD HRONOM	30	66,03
	74	15,1
HUMENNÉ	30	23
	74	0
MICHALOVCE	30	536,7
	74	0
OKRES KOŠICE	30	69
	74	0
OKRES ROŽŇAVA	30	188
	74	0
OKRES TREBIŠOV	30	1046,5
	74	0
Spolu		11 239,99



Poľnohospodárska antropizácia predstavuje zmeny pôdných vlastností spôsobené dlhoročným obrábaním pôdy. Jej prejavy sú:

- zvýšená erózia ako dôsledok obrábania pôdy (orbová erózia, vodná a veterná erózia spôsobená nesprávnou agrotechnikou), zhutňovanie podornice (hnedozeme, luvizeme)
- v konečnom dôsledku je to aj znečisťovanie, kontaminácia pôd vplyvom poľnohospodárskej výroby alebo vznik imisne poškodených pôd (HPJ 10) (Tab. 2, Graf 2).

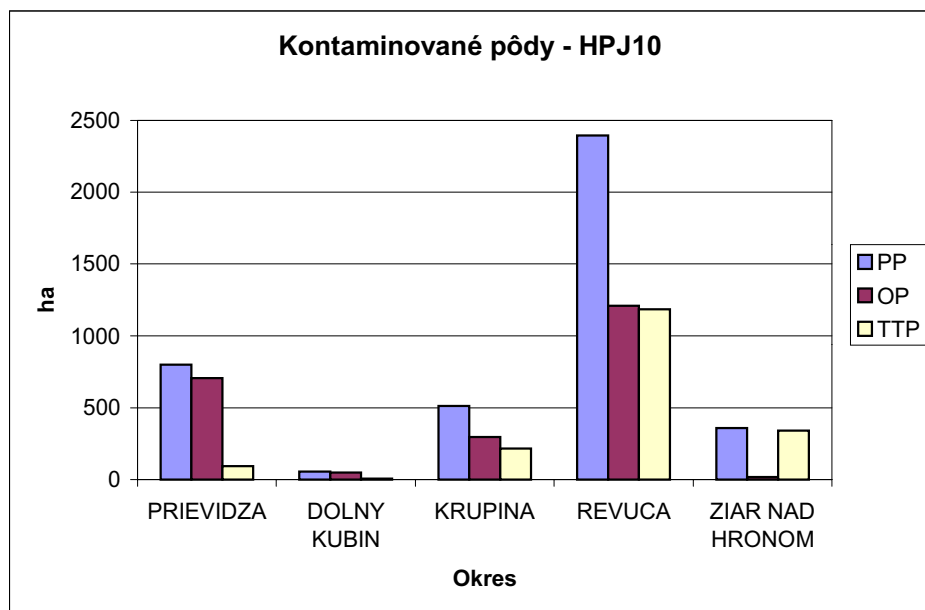
Bonitovaným pôdno-ekologickým jednotkám, ktoré spadajú do areálov kontaminácie pôd kategórie B alebo C (podľa rozhodnutia MP SR č.531/1994-540) boli priradené 7-miestne kódy BPEJ s hlavnou pôdnou jednotkou 10 - *pôdy výrazne poškodené imisiami* v príslušnej klíme pričom ostatné časti kódu sa nemenili (rok 1994).

Pre ocenenie takýchto pôd, keď HPJ 10 nemá v 7-miestnom kóde určenú cenu, sa k týmto kódom uvádzajú také 5-miestne kódy, ktoré svojou cenou vyjadrujú zníženie ceny kontaminovaných pôd podľa metodiky výpočtu ekonomickej ujmy. Tento postup bude platiť až do vydania nového cenníka pôd (podľa 7-miestneho kódu BPEJ), ktorý pripravuje MP SR. Súčasne s doplňovaním údajov o kontaminácii v bonitačnej banke dát sa vykonávalo aj grafické doplnenie máp BPEJ na mapových origináloch.

Tab.2 Kontaminované pôdy - HPJ 10.

Okres	PP	OP	TTP
PRIEVIDZA	799,4	706,8	92,6
DOLNY KUBIN	55,0	49,8	5,2
KRUPINA	512,9	296,3	216,6
REVÚCA	2394,6	1209,4	1185,2
ŽIAR NAD HRONOM	358,3	17,2	341,1
	4120,2	2279,5	1840,7

Graf 2. Kontaminované pôdy - HPJ 10.



Eróziou (vplyvom poľnohospodárskeho využívania) sú najviac poškodzované, resp. (ovplyvňované) černozeme a hnedozeme typické zo spraší a sprašových hĺn - HPJ 38, 47, 52, 53. Aktualizácia bonitácie banky dát spočíva vo vymapovaní týchto pôdnych jednotiek a v konečnom dôsledku to znamená každoročné upravovanie výmer takýchto pôd.

Tab. 3. Erodované pôdne typy

okres	hpj	pp	op	ttp
Pezinok	38	527,74	520,67	7,07
	47	2073,21	2046,71	26,50
	52	-	-	-
	53	10,00	10,00	0,00
Senec	38	594,01	592,47	1,54
	47	289,00	289,00	0,00
	52	-	-	-
	53	-	-	-
Galanta	38	1494,16	1469,10	25,06
	47	277,00	277,00	0,00
	52	-	-	-
	53	-	-	-
Hlohovec	38	1404,50	1394,20	10,30
	47	5442,18	5287,90	154,28
	52	14,60	14,60	0,00
	53	-	-	-
Piešťany	38	1369,42	1366,43	2,99
	47	2280,55	2233,97	46,58
	52	247,56	227,56	20,00
	53	-	-	-
Senica	38	107,00	107,00	0,00
	47	2710,91	2664,58	46,33
	52	78,60	78,60	0,00
	53	-	-	-
Skalica	38	1278,00	1233,00	45,00
	47	3427,09	3321,69	105,40
	52	84,66	59,83	24,83
	53	-	-	-
Trnava	38	3823,81	3814,81	9,00
	47	3365,35	3318,77	46,58
	52	118,00	118,00	0,00
	53	-	-	-
Bánovce n/B	38	-	-	-
	47	290,05	278,05	12,00
	52	1586,58	1571,42	15,16
	53	32,30	32,30	0,00
Nové Mesto n/V	38	-	-	-
	47	1370,17	1162,89	207,28
	52	459,60	442,88	16,72
	53	-	-	-
Partizánske	38	-	-	-
	47	115,75	115,75	0,00
	52	899,52	809,85	89,67
	53	-	-	-
Trenčín	38	-	-	-
	47	1113,22	930,58	182,64
	52	39,50	34,50	5,00
	53	-	-	-

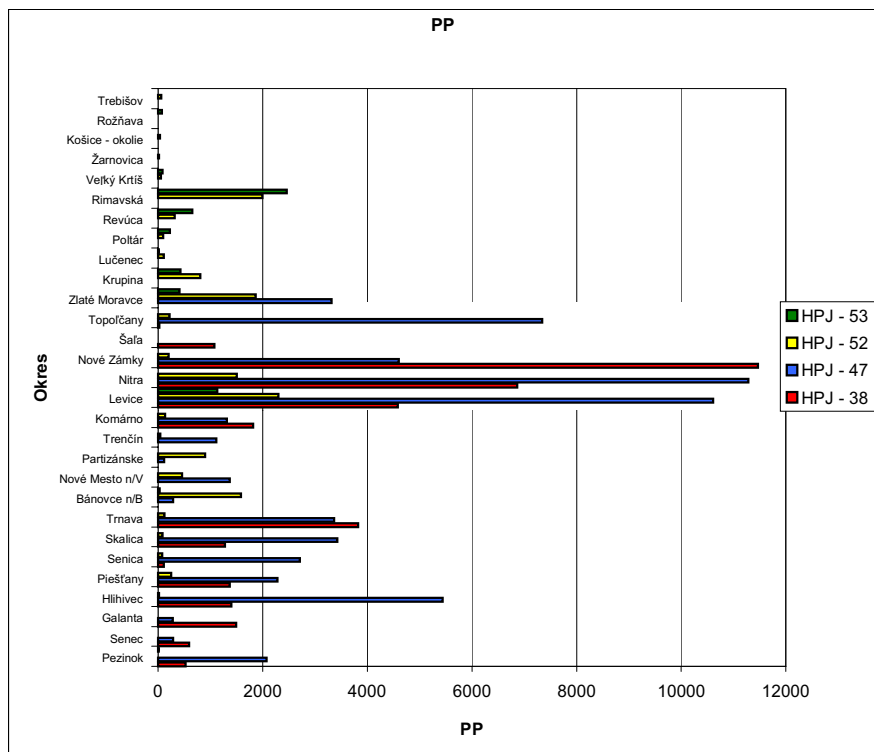
Pokračovanie Tab. 3

Komárno	38	1815,33	1777,19	38,14
	47	1311,14	1288,01	23,13
	52	133,43	133,20	0,23
	53	-	-	-
Levice	38	4580,12	4523,81	56,31
	47	10608,75	9958,38	650,37
	52	2299,18	2157,53	141,65
	53	1135,82	1053,10	82,72
Nitra	38	6860,66	6805,29	55,37
	47	11283,34	11019,77	263,57
	52	1505,35	1488,85	16,50
	53	-	-	-
Nové Zámky	38	11467,92	11005,78	462,14
	47	4598,53	4440,32	158,21
	52	205,06	202,67	2,39
	53	-	-	-
Šaľa	38	1073,70	1049,04	24,66
	47	-	-	-
	52	-	-	-
	53	-	-	-
Topoľčany	38	23,00	23,00	0,00
	47	7340,70	7287,88	52,82
	52	217,90	199,20	18,70
	53	-	-	-
Zlaté Moravce	38	-	-	-
	47	3315,25	3180,69	134,56
	52	1863,44	1801,60	61,84
	53	408,58	365,08	43,50
Krupina	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	807,26	732,67	74,59
	53	425,59	390,59	35,00
Lučenec	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	108,06	108,06	0,00
	53	8,00	8,00	0,00
Poltár	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	97,00	67,00	30,00
	53	230,18	229,35	0,83
Revúca	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	316,79	295,17	21,62
	53	652,06	546,96	105,10
Rimavská Sobota	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	1996,55	1249,58	746,97
	53	2457,18	1719,87	737,31

Pokračovanie Tab. 3.

Veľký Krtíš	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	57,10	35,10	22,00
	53	83,00	83,00	0,00
Žarnovica	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	22,00	7,00	15,00
	53	-	-	-
Košice - okolie	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	34,00	32,00	2,00
	53	-	-	-
Rožňava	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	-	-	-
	53	76,00	76,00	0,00
Trebišov	38	-	-	-
	47	-	-	-
	52	60,00	6,00	54,00
	53	-	-	-
Spolu		116402,01	111170,85	5231,16

Graf 3. Erodované pôdne typy.



Zhutňovanie poľnohospodárskych pôd, ako ďalší prejav antropizácie pôd v bonitácii doteraz nebol vyhodnotený ani na úrovni pôdneho typu prípadne subtypu, ale ani v budúcnosti sa neráta s jeho zaradením do číselníka hlavných pôdnych jednotiek BIS, hlavne preto, že ide o proces vratný. V bonitačnom informačnom systéme je možné iba vytipovať pôdy, ktoré sú najviac náchylné na zhutňovanie.

Záver

Antropizácia pôd v bonitačnom informačnom systéme je vyjadrená priamo iba v troch hlavných pôdnych jednotkách, ktoré sú charakterizované ako kultizeme rigolované alebo intenzívne kultivované (bez terasovania) (HPJ 30), kultizeme pretvorené rigoláciou a terasovaním (HPJ 74) a pôdy výrazne poškodené imisiami (HPJ 10).

Ďalšie antropické vplyvy, ako vodná a veterná erózia, sú vyjadrené v HPJ 38, 43 (erodované černozeme) a v HPJ 47, 52, 53, 54, 55 (erodované hnedozeme).

Žiadne iné prejavy antropizácie nie sú v bonitácii akceptované. Je to tým, že v súčasnej dobe, keď je bonita pôdy vyjadrovaná cenou pôdy, (Zb.z. č.465/1991) každá aktualizácia číselníka hlavných pôdnych jednotiek je viazaná na aktualizáciu cenníka BPEJ. V súčasnej dobe je ešte stále platný cenník z roku 1991, ktorý sa vzťahuje na 5-miestne kódy BPEJ aj napriek tomu, že už je v platnosti 7-miestny kód BPEJ. Každý nový zásah do číselníka HPJ, uvažovanie nových hlavných pôdnych jednotiek by znamenal ďalší zásah do oceňovania BPEJ, ktoré je úzko späté s novým ekonomickým výskumom produkčných a nákladových parametrov jednotiek.

Zavádzanie nových HPJ je tiež brzdené metodickými pokynmi nadriadených orgánov (MP SR), ktoré *nedoporučujú až zakazujú* rebonitácie z dôvodov antropických vplyvov. Z uvedených dôvodov zatiaľ nie je možné antropické vplyvy na pôdu v plnej miere vyjadriť v bonitačnom informačnom systéme.

Literatúra

- Bedrna, Z., 1999: Miera aberácie a klasifikácia antropogénnych pôd. In: Sobocká, J. (ed) 1999: Antropizácia pôd IV. VÚPOP, PriFUK, Bratislava, s. 20-25.
- Ilavská, B., Došeková, A., Ladecký, P., 1996: Možnosti využitia poľnohospodárskych pôd v procese hodnotenia a využívania poľnohospodárskeho pôdneho fondu, Zborník z vedeckej konferencie "Ochrana pôdy výzva pre budúcnosť!", Tále, s. 229-230.
- Linkeš, V., Pestún, V., Džatko, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ, Bratislava, 103 s.
- Ilavská, B., Jambor, P., 1997: Tohtoročné záplavy a ich vplyv na pôdu. Naše pole, 1/97, s. 11-12.
- Ilavská, B., Jambor, P., 1997: Systém účinnej protieróznej ochrany. Metodika. VÚPÚ, Bratislava.
- Ilavská, B., 1997: Bonitation Soil Information System in the Process of Evaluation and Utilisation Farming Land. Vedecké práce, 20/I, VÚPÚ, s. 125-133.
- Jambor, P., Ilavská, B., 1997: Effective Erosion Control via Agrotechnical Measures. Expertentagung Der Arbeitsgruppe Bodenschutz, Osijek, 6 s.

- Ilavská, B. a kol. 1997: Interpretácia máp BPEJ, ich spresnenie a doplnenie o kontaminácie pôdy pre účely pozemkových úprav a katastra nehnuteľností. VÚPÚ, záverečná správa, 9 s.
- Ilavská, B. a kol., 1997: Zdokonalenie, údržba a prevádzkovanie informačného systému o pôde. VÚPÚ, záverečná správa, 20 s.
- Ilavská, B., Granec, M., Došeková, A., 1998: Present situation in GIS building up in the Soil Fertility Research Institute (VÚPÚ). Vedecké práce 21, VÚPÚ Bratislava, s. 55-62.
- Ilavská, B., 1998: GIS of the agricultural soils of Slovakia. Bodenschutz, Bratislava, 6 s.
- Sobocká, J., 1999: K definícii antropogénnej pôdy. In: Sobocká, J. (ed) 1999: Antropizácia pôd IV. VÚPOP, PriFUK, Bratislava, s. 102-108.

Kontakt:

*RNDr. Blanka Ilavská
Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 Bratislava
e-mail: ilavska@vupu.sk*

*Mgr. Richard Lazúr
Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 Bratislava
e-mail: lazur@vupu.sk*

VPLYV RUDNÉHO BANÍCTVA A HUTNÍCTVA NA KONTAMINÁCIU PÔD NIEKTORÝCH ALUVIÁLNYCH OBLASTÍ SLOVENSKA

AN INFLUENCE OF ORE-MINING AND SMELTING INDUSTRY ON SOIL CONTAMINATION IN SOME ALLUVIAL AREAS OF SLOVAKIA

Peter ŠEFČÍK

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava

Abstract

Geochemical soil survey and analysis in the alluvial areas of Slovakia have been confirming the existence of diffused contamination, as risk elements from primary and secondary sources are being distributed by physical-chemical and biological processes due to gravitation influence. It causes their accumulation in alluvial plains of brooks and rivers. Recent research shows that soil contamination in some areas of Slovakia is an environmental problem origin of which is connected with: a) existence of geochemically anomalous element concentration in rocks (hydrothermally altered, mineralized and pyritized rocks); b) mining excavation, dressing works, smelting production and metal industry; c) transport of partial and soluble forms in belonging alluvial areas from spoil banks, setting pits, waste heaps and acid mining water issues, d) admittance via atmosphere like regional and transboundary air transport; e) soil liming and pesticides, herbicides and fungicides use in agriculture.

Úvod

Ťažba a spracovanie rúd má na Slovensku niekoľko tisícročnú tradíciu. Ťažili sa najmä železné rudy, komplexné železné rudy + Hg, Cu a baryt, medené rudy, polymetalické rudy, zlatonosné a antimónové rudy. Ťažba železných rúd sa začala už v 7. - 5. stor. pred n. l., čo je dokumentované v Tacitových análoch a početnými archeologickými nálezmi z viacerých lokalít: Nižná Myšľa, Jasov, Smolenice. Prvý písomný doklad o výrobe železa pochádza z roku 1243 zo Štítnika. Rozvoj železorudného baníctva na Slovensku začína od 13. storočia. Centrom bolo hlavne Spišsko-gemerské rudohorie, ktoré ním ostalo až do konca 20. storočia. Predmetom ťažby v historických dobách boli hlavne "železné klobúky" (gosany), tvorené limonitom, pretože ložiská Fe-rúd zvetrávali do značnej hĺbky. Slovensko bolo železoruďnou bázou Uhorského kráľovstva počas celého tisícročia. Za toto obdobie sa v uvedenej oblasti vyťažilo niekoľko stoviek miliónov Fe-rúd, hlavne sideritových (FeCO_3).

Príchod Sasov a výskyt Cu-rúd podmienil rozvoj výroby medi (12. - 13. stor.). Na základe písomných prameňov vyplýva, že na Slovensku boli dve centrá: Banská Bystrica a jej širšie okolie a oblasť Spiša: Gelnica, Smolník, Spišská Nová Ves. V 13. - 18. stor. mala produkcia medi na Slovensku celoeurópsky a v 16. - 17. stor. až celosvetový význam. Hlavným historickým producentom medi bola Thurzovsko-Fuggerovská spoločnosť.

Ťažba a spracovanie Ag-Au rúd je priestorovo viazaná do oblasti Kremnických a Štiavnických vrchov, pričom v období 11. - 15. stor. centrom výroby

striebra bola Banská Štiavnica. Zavedením novej technológie odlučovania Ag od Cu v 15. storočí sa centrom výroby Ag stala Banská Bystrica. S ťažbou strieborných rúd úzko súvisí i ťažba Pb-rúd, pričom prvé zmienky o výrobe olova v Banskej Štiavnici sú z konca 15. storočia. Ťažba a výroba Au vrcholila v Kremnici v polovici 15. storočia, kedy sa tu nachádzalo niekoľko hút s desiatkami taviacich pecí. Zámorské objavy spôsobili pokles produkcie zlata, čo sa odzrkadlilo i na počte hút. Koncom 18. storočia bola v Kremnici už len jedna huta s 13 pecami.

Okolie Banskej Bystrice poskytovalo surovinu na výrobu ortuti - rumelku (HgS). Prvý doklad o výrobe Hg pochádza z roku 1390 z Ortút - osada obce Malachovo. V 16. storočí sa ortuť začala vyrábať i v Gelnici a na Dubníku. Spiš a Gemer (Stará Voda, Dobšiná, Nižná Slaná, Rožňava) boli v 18. storočí významnými centrami výroby Hg a do roku 1787 sa na Slovensku vyrobilo 10 - 11 t Hg.

Prvé správy o ťažbe antimonitu na Slovensku pochádzajú z 18. storočia, pričom až do 90-tich rokov 20. storočia sme boli významným európskym producentom Sb. Najväčšia ťažba Sb-rúd bola dosiahnutá v roku 1943 - 59 000 t. Exploatácia Sb-rúd začala v Spišsko-gemerskom rudohorí, neskôr sa začalo ťažiť na ložiskách v oblasti Nízkyh Tatier. V Malých Karpatoch sa antimonit ťažil v Pezinku - Cajle. Najdlhodobejšie boli ťažené ložiská v Pezinku a Dúbrave, pričom spracovanie Sb-rúd bolo niekoľko desaťročí sústredené vo Vajskovej.

V 20. storočí na Slovensku boli ťažené a spracovávané niektoré typy rúd: Sb - Pezinok, Dúbrava, Cu - Banská Štiavnica, Hodruša, Ľubietová, Staré Hory, Slovinky, Smolník, Rožňava, Pb-Zn - Banská Štiavnica, Au - Kremnica, Hg - Rudňany, Nižná Slaná, Malachov, Ni-Co - Dobšiná, Fe - Spišsko-gemerské rudohorie, Mn - Kišovce, Švábovce.

Finalizácia výroby kovov bola podmienená domácou surovinovou a hutníckou základňou, ktorá bola v 50-tich rokoch modernizovaná a rozšírená o dovážané suroviny (Fe - Košice, Podbrezová, Itebné, Cu - Krompachy, Hg - Rudňany, Sb - Vajsková, Au - Kremnica, Ni - Sereď, Al - Žiar nad Hronom). Nové spracovateľské hutnícke komplexy boli vybudované na úrodných poľnohospodárskych pôdach: napr. VSŽ Košice, Závod 29. augusta Žiar nad Hronom, Niklová huť Sereď, ktorá bola postavená na veľmi úrodných pôdach Podunajskej nížiny. Spoločensko-politické zmeny v 90-tich rokoch okrem iného spôsobili rapidný útlm rudného baníctva a spracovania rudných surovín, následne na to boli uzatvorené i niektoré hutnícke komplexy - Vajsková, Rudňany, Sereď.

Vzhľadom k tomu, že ťažba a spracovanie rúd bola vykonávaná na Slovensku niekoľko storočí, začalo v roku 1993 MŽP SR v spolupráci s rôznymi geologickými organizáciami zhodnocovať rozsah a charakter znečistenia poškodenia životného prostredia vplyvom uvedenej činnosti. V priebehu riešenia tohoto projektu bolo zdokumentovaných 16 547 objektov: 203 šácht, 4 971 štôlní, 6 odkalísk, 4200 píng a píngových ťahov, 6 025 hald a 1 142 iných objektov (Andor, 1998).

Ťažba a spracovanie nerastných surovín negatívne vplyva na kvalitu životného prostredia viacerými faktormi, hlavne vplyvom poddolovania, budovaním ťažobných a spracovateľských závodov, hald a odkalísk, fyzikálno-chemickými zmenami ovzdušia, vôd, pôd a horninového prostredia. Nepriaznivé dôsledky ťažby a spracovania rudných nerastných surovín na životné prostredie sú porovnateľné s prírodnými geologickými javmi, ktoré môžu v lokálnej ale aj regionálnej miere

prevýšit' ich intenzitu. Tento jav ako dôsledok hospodárskej a priemyselnej činnosti človeka, Fersman (1955) označil ako techogenéza a zaradil ho do systematiky hypergénnych procesov.

V dôsledku zmeny fyzikálnych a chemických podmienok dochádza na uvedených banských dielach k oxidácii sulfidov. Rudy zvetrávajú v oxidačnej zóne s rôznou intenzitou a to v závislosti od veľkosti oxidačno-redukčného potenciálu sulfidov a v závislosti od alkalinity a acidity roztokov (Garrels 1962). Oxidačné procesy sulfidických minerálov v krajine predstavujú zložitý proces, ktorý v sebe zahŕňa pôsobenie fyzikálnych, chemických a biologických faktorov. V prvých fázach dochádza k roztrhnutiu väzby medzi sírou a kationmi a ďalších fázach k oxidácii produktov a vzniku sulfátov. Rýchlosť oxidácie sulfidov výrazne narastá pri spolupôsobení chemolitotrófnych baktérií kmeňov *Thiobacillus thiooxidans* a *Thiobacillus ferrooxidans*. Najrýchlejšie biochemickému zvetrávaniu podliehajú sulfidické minerály obsahujúce As (Andráš et al. 1994, Kušnierová, 1999).

Zvetrávanie hlavných rudných minerálov v oxidačných podmienkach možno vyjadriť nasledovnými zjednodušenými schémami (Ščerbina, 1960, 1962; Smirnov, 1951, 1983):

- pyrit $\text{FeS}_2 \rightarrow \text{melanterit Fe[SO}_4] \cdot 7\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{fibroferit Fe[OH[SO}_4] \cdot 5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{jarosit KFe}_3[(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2] \rightarrow \text{goethit (limonit) } \alpha\text{-FeOOH (2Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O)}$;
- arzenopyrit $\text{FeAsS} \rightarrow \text{skorodit Fe[AsO}_4] \cdot 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{beudantit PbFe}_3[(\text{OH})_6\text{SO}_4\text{AsO}_4]$, konečným produktom oxidácie arzenopyritu je auripigment As_2S_3 ;
- sfalerit $\text{ZnS} \rightarrow \text{goslarit Zn[SO}_4] \cdot 7\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{smithsonit ZnCO}_3 \rightarrow \text{hemimorfit Zn}_4[(\text{OH})_2\text{Si}_2\text{O}_7] \cdot \text{H}_2\text{O}$;
- galenit $\text{PbS} \rightarrow \text{anglezit Pb[SO}_4] \rightarrow \text{ceruzit PbCO}_3$;
- chalkopyrit CuFeS_2 zvetráva na chalkantit $\text{Cu[SO}_4] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, pričom niekedy môže vzniknúť i brochantit $\text{Cu}_4[(\text{OH})_6\text{SO}_4]$. V závislosti od fyzikálno-chemických podmienok môže Cu migrovať ďalej v danom prostredí alebo vznikajú rôzne minerály: rýdza Cu; oxidy Cu - kuprit Cu_2O , tenorit CuO ; karbonáty Cu - azurit $\text{Cu}_3[\text{OH[CO}_3]_2$, malachit $\text{Cu}_2[(\text{OH})_2\text{CO}_3]$; sekundárne sulfidy Cu - chalkozín Cu_2S , covellín CuS ; silikáty Cu - chryzokol $\text{Cu}_4\text{H}_4[(\text{OH})_8\text{Si}_4\text{O}_{10}]$;
- antimonit $\text{Sb}_2\text{S}_3 \rightarrow \text{sulfát antimonitý Sb}_2[\text{SO}_4]_3 \rightarrow \text{cervantit Sb}_2\text{O}_4 \rightarrow \text{stibiokonit Sb}_2\text{O}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{senarmontit Sb}_2\text{O}_3 \text{ alebo valentinit Sb}_2\text{O}_3$.

Procesy zvetrávania rúd spôsobujú mobilizáciu kovov, ktoré sú v klastických a rozpustných formách dlhodobo prenášané na dlhé vzdialenosti od zdroja. K vyzrážaniu kovov z roztokov na geochemických bariérach dochádza v dôsledku viacerých príčin, hlavne vzájomným pôsobením roztokov s horninami, reakciami medzi roztokmi a inými roztokmi, interakciami medzi roztokmi a plynmi, odparovaním roztokov, hydrolýzou, koaguláciou, adsorpciou gélov. Vo všeobecnosti následne dochádza k acidifikácii a kontaminácii pôd a vôd. Vzhľadom k tomu, že migrácia prvkov a ich zlúčením podlieha účinkom gravitácie k akumulácii dochádza na geochemických bariérach v depresných polohách krajiny, hlavne v aluviálnych oblastiach, kde sú vyvinuté fluvizeme, organozeme a čiernice.

Materiál a metódy

Kontaminácia pôd aluviálnych oblastí bola zisťovaná na základe výsledkov celoslovenského a regionálneho geochemického mapovania pôd a rôznych iných štúdií (Čurlík, Šefčík, 1998, 1999a, 1999c, 1999d; Čurlík et al. 1997, 1998, 1999b, 2000), v ktorých sú uvedené i metódy odberu a spracovania vzoriek, charakterizované pedologické a chemické analýzy a spôsoby spracovania získaných výsledkov.

Geochemickým mapovaním pôd Slovenska v mierke 1 : 1 000 000 (Čurlík, Šefčík, 1999d) boli zistené požadové hodnoty obsahov prvkov vo všetkých pôdach Slovenska a v hlavných pôdnych jednotkách. Pre fluvizeme a čiernice sú tieto hodnoty uvedené v Tab. 1.

Tab. 1. Požadové (mediánové) hodnoty obsahov ťažkých kovov v pôdach.

Požadové hodnoty	N	Hor.	Ťažké kovy (mg.kg ⁻¹)							
			As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn
Pôdy	5189	A	7,2	0,3	0,3	17	0,08	20	0,7	61
Slovenska	5190	C	6,6	0,2	0,1	17	0,05	14	0,5	55
Fluvizeme	512	A	7,7	0,3	0,3	21	0,06	19	0,6	70
Slovenska	512	C	7,3	0,3	0,2	19	0,04	15	0,5	58
Čiernice	279	A	7,1	0,3	0,3	23	0,05	19	0,5	67
Slovenska	279	C	6,6	0,2	0,2	17	0,03	11	0,4	50

Rudné ložiská sa na nachádzajú Slovensku v niekd'kých minerogenetických-metalogenetických oblastiach: Malé Karpaty, jadrové pohoria - Tatrovoporidy, Kremnické a Štiavnické vrchy, Spišsko-gemerské rudohorie, Slánske vrchy. Vzhľadom k tomu, že rudné minerály obsahujú okrem hlavných i vedľajšie - stopové prvky, bola vybraná nasledovná asociácia prvkov: As, Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb a Zn, ktorá je charakteristická pre rudné ložiská Západných Karpát. Z týchto dôvodov boli z existujúcich výsledkov vybrané výsledky chemických analýz pôd nachádzajúcich sa na alúviách riek Štiavnice (Tab. 3), Hrona (Tab. 4 a 5), Slanej (Tab. 6) a Hornádu (Tab. 7).

Výsledky a diskusia

Ťažba a spracovanie rúd v oblasti Malých Karpát sa prejavila i kontamináciou pôd a aktívnych riečnych sedimentov (Forgáč, Streško, 1993; Veselský et al., 1996, 1998). Ďurina (1997) zistil zvýšené akumulácie As v amorfných oxidoch Fe (Tab. 2), ktoré vznikajú v glejových C-horizontoch pôd danej oblasti, čo indikuje mobilné formy As v podzemných vodách. Geochemickým mapovaním boli zistené zvýšené obsahy (As, Bi a Zn) až do oblasti výskytu fluvizemí Malého Dunaja (Čurlík, Šefčík, 1999d). Zvýšené obsahy Hg, Pb, Sb v pôdach sa vyskytujú len v okrajových častiach pohoria (Častá - Modra - Pezinok - Svätý Jur). Zdrojom lokálnych anomálií Cu a Zn môže byť i používanie ochranných prostriedkov pri pestovaní viniča.

Časť historického banského revíru Banská Štiavnica je odvodňovaný riečkou Štiavnica, v ktorej bol redeponovaný klastický materiál spolu s rozpustnými formami prvkov do aluviálnej oblasti (Tab. 3). V pôdach medzi Prenčovým - Hontianskymi Tesármí - Domaníkami boli zistené zvýšené obsahy rizikových prvkov, hlavne Cd, Pb

a Zn (Forgáč et al., 1995; Čurlík, Šefčík, 1998; Forgáč, Streško, 1999). Acidifikácia, ako dôsledok zvetrávania sulfidov (kyslé sulfatické zvetrávanie) spôsobuje vznik lokálneho rozšírenia sulfatických pôd (Čurlík, Forgáč, 1998). Procesy chemickej degradácie pôd spôsobujú zvýšenie mobility a transport rizikových prvkov do ekosystémov, čoho dôkazom sú ich akumulácie v pestovaných poľnohospodárskych plodinách a rastlinných spoločenstvách (Bielek et al., 1998; Forgáč et al., 2000).

Na základe geochemického mapovania pôd (Čurlík, Šefčík, 1999d; Čurlík et al., 1999b, 2000) boli zistené zvýšené obsahy prvkov i vo fluvizemiach aluviálnej oblasti Hrona (Tab. 4 a 5). Pre tieto pôdy sú charakteristické zvýšené obsahy As, Bi, Cu Hg, Pb, Sb, Zn, čo úzko súvisí s výskytom a ťažbou rudných ložísk v oblasti povodia Hrona. Prejavy zvýšenej akumulácie prvkov boli zistené i v niektorých vzorkách odobratých pod ústiami prítokov do Hrona zo starých banských a hutníckych revírov, napr. vzorky: GAP-BB-013, GAP-ZH-005, GAP-ZH-016. Plošné anomálie sú tvorené najmä As, Hg a Sb (Čurlík, Šefčík, 1999a, 1999c, 1999d).

K zvyšovaniu kontaminácie pôd prispelo i dlhodobé používanie odvodňovacích systémov (dedičné štôlny) dvoch banských revírov Kremnica a Banská Štiavnica, ktorými neprestajne otekala banská voda do vodných tokov. 5. októbra 1878 dokončili dedičnú štôľňu cisára Jozefa II. - Voznickú dedičnú štôľňu, ktorá začína pri šachte František v Banskej Štiavnici a ústi do Hrona pri Voznici. Je dlhá 16 553 m. 13. júna 1899 dokončili Ferdinandovu dedičnú štôľňu v Kremnici, dlhú 12 375 m. V banských vodách boli zistené výrazne zvýšené koncentrácie týchto rizikových prvkov: Zn, Pb, Cu, Cd, As. V sedimentoch Voznickej dedičnej štôľne to boli: Zn, Cu, Pb, Cd, As (Klukanová, Rapant, 1999). Podobná asociácia zvýšených obsahov prvkov (Cd-Cu-Hg-Pb-Zn) bola zistená i vo vzorke GAP-ZH-087, ktorá bola odobratá južne od ústia štôľne do Hrona.

Najdôležitejšia ložisková oblasť Slovenska, Spišsko-gemerské rudohorie, je odvodňované riekami Hornád, Hnilec, Slaná. Pôdne vzorky boli odobraté len z nivy Hornádu a Slanej (Čurlík et al., 1998; Čurlík, Šefčík, 1999d). Z výsledkov analýz (Tab. 6 a 7) vyplýva, že asociácia zvýšených obsahov prvkov je pre jednotlivé povodia rôzna. V nive Slanej majú fluvizeme zvýšené obsahy As, Hg a Sb a v nive Hornádu je to asociácia As-Bi-Cd-Cu-Hg-Sb-Zn. V gemerskej časti pohoria boli ťažené a spracovávané hlavne rudy Fe, Hg, Sb a v spišskej časti to boli rudy Fe, Hg a Cu. Antropogénny vplyv na kontamináciu nívnych pôd dokumentuje i zloženie dnových sedimentov vodného diela Ružín I. (Tab. 8), ktorého výstavba na sútoku Hnilca a Hornádu bola ukončená v roku 1968 (Mjartanová et al., 1999). Rôznorodosť rudných ložísk, dlhodobá banská a hutnícka činnosť podmienili vznik komplexných geogénno-antropogénnych anomálií s nasledujúcou asociáciou prvkov: As-Bi-Cu-Hg-Sb (Čurlík - Šefčík, 1999a, 1999c, 1999d).

Vplyv takmer 30-ročnej hutníckej činnosti na kontamináciu pôd dokumentuje i prevádzka Niklovej huty v Sereďi, ktorá bola vybudovaná v rokoch 1959-64. Spracovávala sa tu albánska Ni-ruda. Zastavenie výroby Ni a Co (uznesenie vlády SR č. 441/1993) spôsobilo zníženie znečistenia ovzdušia a produkciu odpadu - lúženca, ktorého množstvo sa odhaduje na 6 mil. ton a zaberá plochu 54 ha. Rozprašovanie lúženca spôsobuje druhotné znečistenie ovzdušia a veľkoplošnú kontamináciu poľnohospodárskej pôdy niklom, čo bolo preukázané i regionálnym geochemickým mapovaním (Čurlík et al., 1997). Získané výsledky dokumentujú, že nejde len o roznesenie prašného spadu, ale aj o prenos rozpustných foriem Ni podzemnými

vodami aluviálnej roviny Váhu a jeho opätovnú sorpciu (koprecipitáciu) v organických látkach a v seskvioxidoch, ktoré sa nachádzajú v niektorých horizontoch čiernic (glejových horizontoch). Kontaminácia pôd Ni v tomto regióne je environmentálnym problémom, ktorému je potrebné venovať zvýšenú pozornosť, najmä s ohľadom na skutočnosť, že boli zistené zvýšené obsahy Ni aj v C-horizontoch, ktoré poukazujú na prítomnosť mobilných foriem Ni v podzemných vodách. Pôjde tu najmä o zistenie, do akej miery väzba Ni v seskvioxidoch a v humuse spôsobuje jeho imobilizáciu v karbonátových pôdach.

Záver

Geochemický výskum pôd aluviálnych oblastí Slovenska potvrdil existenciu difúznej kontaminácie, pretože rizikové prvky z primárnych a sekundárnych zdrojov boli rozptyľované fyzikálno-chemickými a biologickými procesmi pod vplyvom gravitácie. Táto spôsobila ich akumuláciu v aluviálnych oblastiach potokov a riek (Čurlík, Šefčík, 1999e). Doterajšie výskumy poukazujú na to, že kontaminácia pôd je v niektorých oblastiach Slovenska environmentálnym problémom, ktorého vznik je spôsobený :

- a) existenciou geochemicky anomálnych koncentrácií v horninovom prostredí (hydrotermálne premenené, zrudnené a pyritizované horniny);
- b) baníckou ťažbou, úpravníctvom, hutníckou výrobou a priemyselným spracovaním kovov;
- c) prenosom partikulárnych aj rozpustených foriem do príslušných aluviálnych oblastí z hald, odkalísk, skládok a výtokov kyslých banských vôd;
- d) vstupom cez atmosféru ako regionálny a cezhraničný prenos;
- e) vápnením pôd a používaním pesticídov, herbicídov a fungicídov v poľnohospodárstve.

Literatúra

- Andor, L., 1998: Rozvoj a úloha environmentálnej geológie v rámci koncepcie geologického výskumu a prieskumu Slovenskej republiky. Environmentálna geochémia, PF UK - GS SR, Bratislava, s. 7 - 10.
- Andráš, P., Križani, I., Kušnierová, M., 1994: Možnosti využitia bakteriálneho lúhovania zlata z Fe-sulfidických rúd na ložiskách Západných Karpát. Uhlí - Rudy, 12, 1, s. 465 - 470. 7
- Bielek, P. et al., 1998: Potenciály a bariéry transportu škodlivín z pôdy do potravinového reťazca. Syntetická záver. správa VTP č. 514-39, VÚPÚ, Bratislava, 290 s.
- Čurlík, J., Šefčík, P., Vojtek, R., 1997: Súbor máp geofaktorov životného prostredia regiónu modelového územia Galanta, mierka 1 : 50 000, mapa pedogeochemická. Záver. správa, VÚPÚ, Bratislava, 25 s.
- Čurlík, J., Ivančo, P., Šefčík, P., Bartko, Š., 1998: Súbor regionálnych máp geofaktorov životného prostredia regiónu Košice - abiotická zložka. Záver. správa, VÚPÚ, Bratislava, 52 s.
- Čurlík, J., Forgáč, J., 1998: Acid sulphate weathering and its impact on soil acidification and pollution in area of Banská Štiavnica. Vedecké práce, 21, VÚPÚ, Bratislava, s. 103 - 118.
- Čurlík, J., Šefčík, P., 1998: Kontaminácia pôd Slovenska kadmiumom. In. Antropizácia pôd III., PF UK, Bratislava, s. 24 - 30.

- Čurlík, J., Šefčík, P., 1999a: Kontaminácia pôd Slovenska ortuťou. In: Antropizácia pôd IV, VÚPOP, Bratislava, s. 26 - 34.
- Čurlík, J., Šefčík, P., Planderová, M., Vojtek, R., 1999b: Súbor regionálnych máp geofaktorov životného prostredia regiónu Banská Bystrica - Zvolen v mierke 1: 50 000. Záver. správa, VÚPOP, Bratislava, 32 s.
- Čurlík, J., Šefčík, P., 1999c: Distribúcia antimónu v pôdach Slovenska. In: Geochémia 1999, Bratislava, s. 17- 21.
- Čurlík, J., Šefčík, P., 1999d: Geochemický atlas SR časť V. – Pôdy. MŽP SR Bratislava, 99 s.
- Čurlík, J., Šefčík, P., 1999e: Diffuse soil contamination problems in Slovak Republic. Vedecké práce, Proceedings No. 22, VÚPOP, Bratislava, pp. 33 - 46.
- Čurlík, J., Šefčík, P., Vojtek, R., 2000: Súbor regionálnych máp geofaktorov životného prostredia severovýchodnej časti okresu Levice v mierke 1: 50 000 - Pôdna a pedogeochemická mapa. Záver. správa, VÚPOP, Bratislava, 76 s.
- Ďurina, J., 1997: Špecifické problémy kontaminácie pôd v aluviálnej oblasti Pezinského potoka. Dipl. práca, Katedra geochémie PF UK, Bratislava, 79 s.
- Fersman, A. E., 1955: Geochimija. Izbr. Trudy, Izd. AN SSSR, Moskva.
- Forgáč, J., Streško, V., 1993: Výskyt ortuti v pôdnom profile a potočnom sedimente chránenej oblasti Malých Karpát. Mineralia Slovaca, 25, 2, Bratislava, s. 125 - 130.
- Forgáč, J., Streško, V., 1999: Znečistenie pôdy v aluviálnej oblasti Štiavnického potoka. Mineralia Slovaca, 31, 1, s. 117 - 130.
- Forgáč, J., Streško, V., Škvarka, L., 1995: Výskyt toxických prvkov v oblasti Banskej Štiavnice. Mineralia Slovaca, 27, s. 45 - 56.
- Forgáč, J., Streško, V., Šomšák, L., Šimoničová, A., 2000: Biologická akumulácia ťažkých kovov v silne znečistenej pôde v aluviálnej oblasti Štiavnického potoka. Mineralia Slovaca, 32, 2, s. 103 - 108.
- Garrels, R., 1962: Mineralnije ravnovesija pri nizkikh temperaturach i davlenijach. Izd. inostr. lit., Moskva, 306 s.
- Klukanová, A., Rapant, S., 1999: Impact of mining activities upon the environment of the Slovak Republic: two case studies. Journal of Geochemical Exploration, 66, p. 299 - 306.
- Kušnierová, L., 1999: Biogénne procesy v úprave zlatonosných sulfidov. Mineralia Slovaca, 31, 3-4, s. 373-378.
- Mjartanová, H., Pramuka, S., Lučivjanský, P., 1999: Charakteristika geogénneho a antropogénneho znečistenia dnových sedimentov sútoku Hornádu a Hnilca. Geochémia 1999, PF UK, Bratislava, s. 62 - 67.
- Smirnov, S. S., 1951: Zona okislenija sulfidnych mestoroždenij. Moskva, Izd. AN SSSR, 336 s.
- Smirnov, V. I., 1983: Geologie ložisek nerostných surovin. SNTL, Praha, 654 s.
- Ščerbina, V., 1960: Geochimičeskaja evoljucija zony okislenija sulfidnych mestoroždenij. Moskva, Gosgeotekhnizdat, s. 78 - 83.
- Ščerbina, V., 1962: Povedenije nekotorych redkich i rassejannyh elementov v zone gipergeneza. Moskva, Sov. Geol., 6, s. 94 - 103.
- Tibenský, J. et al., 1988: Priekopníci vedy a techniky na Slovensku 2. Obzor Bratislava, 1008 s.
- Veselský, J., Forgáč, J., Mejeed, S. Y., 1996: Kontaminácia pôdy a aktívnych riečnych sedimentov Malých Karpát (oblasť Pezinok - Pernek). Mineralia Slovaca, 28, 3, s. 209 - 218.

Veselský, J., Jurkovič, Ľ., Khun, M., Ďurža, O., 1998: Hodnotenie výsledkov environmentálno-geochemického prieskumu Chránenej krajiny Malé Karpaty a jej okolia. Environmentálna geochemia, PF UK - GS SR, Bratislava, s. 70 - 73.

Kontakt:

RNDr. Peter Šefčík

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy

Gagarinova 10

827 13 Bratislava

e-mail: sefcik@vupu.sk

Tab. 2. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg^{-1}) v pôdach aluviálnej oblasti Pezinského potoka.

Lokalita	PT	Hor.	Hĺbka	pH/H ₂ O	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn
Pezinok - Cajla	ČA _G	A	0-15	7,42	94,7	0,9	72	0,11	41	88,2	195
Pezinok - Cajla	ČA _G	B	40-50	7,50	99,0	0,9	51	0,11	35	27,5	157
Pezinok - Cajla	ČA _G	C	80-90	7,40	102,9	0,6	88	0,05	32	21,5	157
amorfné oxidy Fe			80-90		367,0	0,9	49	0,04	25	61,0	175
Pezinok - Juh	FM _G	A	10-30	6,35	49,0	0,5	43	0,08	38	15,5	113
Pezinok - Juh	FM _G	C	60-90	7,12	76,8	0,5	36	0,05	30	17,2	99
amorfné oxidy Fe			60-90		350,0	0,6	20	0,13	18	30,3	81

Tab. 3. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg^{-1}) v pôdach aluviálnej oblasti rieky Štiavnica.

Vzorka	PT	Hor.	As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	pH/H ₂ O
Ilija - Antol											
GAP-ZH-067	KMm	A	4.7	0.3	0.3	12	0.07	101	1.2	62	4.91
	KMm	C	2.4	0.2	0.2	9	0.02	26	0.4	39	5.50
GAP-ZH-059	FMm	A	3.6	0.3	0.3	16	0.13	70	0.9	67	6.44
	FMm	C	2.4	0.2	0.2	15	0.07	41	0.4	51	6.49
Prenčov											
GAP-ZH-062	FM _G	A	30.0	2.7	4.5	259	0.38	1572	5.6	910	4.25
	FM _G	C	11.4	0.3	17.8	113	0.20	660	1.4	4188	6.74
Hontianske Tesáre											
GAP-ZV-001	FMm	A	7.3	0.3	7.3	92	0.13	789	1.2	967	6.89
	FMm	C	18.8	0.7	14.3	265	0.19	2143	3.0	2380	6.91
GAPE-LV-034	FMa	A	6.4	0.2	0.5	20	0.03	22	0.5	86	7.60
	FMa	C	6.0	0.3	0.3	23	0.01	15	0.4	100	7.20

Tab. 4. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg⁻¹) v pôdach aluviálnej oblasti rieky Hron.

Vzorka	PT	Hor.	As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	pH/H ₂ O
Prameň Hrona											
GAP-BB-001	GLm	A	20.8	0.6	0.4	27.0	0.10	40	1.3	93	6.53
	GLm	C	14.5	0.6	0.1	21.0	0.03	25	0.7	50	7.16
Telgárt											
GAP-BB-002	OMm	A	6.8	0.4	0.4	12.0	0.16	33	2.4	60	6.78
	OMm	C	1.9	0.2	0.4	13.0	0.15	21	1.0	32	5.26
GAP-BB-003	FM _G	A	2.1	0.3	0.2	6.0	0.06	20	1.2	13	3.45
	FM _G	C	10.0	0.3	< 0.1	8.0	0.01	8	0.6	29	5.54
Červená skala											
GAP-BB-004	FMm/c	A	5.7	0.5	0.4	16.0	0.04	24	0.8	81	7.91
	FMm/c	C	6.7	0.5	0.5	15.0	0.05	24	1.0	74	7.73
Pohorelská Maša											
GAP-BB-005	FMm	A	11.7	0.5	0.2	17.0	0.04	27	1.6	65	6.81
	FMm	C	6.5	0.3	0.2	8.0	0.02	16	0.5	53	7.43
Heľpa											
GAP-BB-006	FM _G	A	35.0	0.5	0.5	20.0	0.09	62	2.6	71	6.62
	FM _G	C	127.0	0.6	0.2	15.0	0.02	45	1.6	99	5.63
Závodka nad Hronom											
GAP-BB-007	FM _G	A	8.2	0.4	0.3	17.0	0.04	24	1.4	65	6.95
	FM _G	C	5.1	0.3	0.1	9.0	0.02	16	0.5	59	7.01
Polomka											
GAP-BB-008	FM _G	A	3.8	0.5	0.3	11.0	0.07	32	2.7	49	4.97
	FM _G	C	1.3	0.3	< 0.1	11.0	0.01	17	0.4	51	6.32
GAP-BB-009	FMm	A	5.8	0.3	0.1	25.0	0.02	16	1.5	74	4.54
	FMm	C	7.4	0.4	0.1	19.0	0.02	18	1.1	64	5.77
Gašparovo											
GAP-BB-011	FM _G	A	14.9	0.5	0.3	26.0	0.05	28	4.6	95	5.78
	FM _G	C	11.0	0.3	0.1	19.0	0.02	15	1.8	42	2.92
GAP-BB-012	FM _G	A	13.5	0.4	0.2	22.0	0.05	26	3.2	94	6.08
	FM _G	C	7.1	0.3	< 0.1	13.0	0.01	12	0.7	43	3.00
Lopej											
GAP-BB-013	FM _G	A	28.3	0.3	1.0	21.0	0.04	40	115.0	159	7.65
	FM _G	C	20.3	0.3	0.5	18.0	0.04	34	64.0	113	6.12
Predajná											
GAP-BB-014	FMm	A	435.0	0.5	0.6	23.0	0.27	69	60.0	178	5.85
	FMm	C	628.0	0.5	0.3	21.0	0.23	54	31.0	168	5.54
Nemecká											
GAP-BB-015	FMm	A	33.8	0.5	0.8	25.0	0.12	54	35.0	147	5.30
	FMm	C	82.0	0.4	0.3	21.0	0.09	41	16.0	114	5.32
Medzibrod											
GAP-BB-016	FMm	A	38.3	0.3	0.4	23.0	0.09	39	15.0	98	6.90
	FMm	C	80.0	0.4	0.2	18.0	0.05	27	9.0	77	7.20
Slovenská Lupča											
BZ-186	FMm	A	13.1	-	1.0	161.0	0.20	146	13.1	370	7.56
GAP-BB-018	FMm	A	32.9	2.0	0.4	310.0	0.14	108	25.0	106	6.94
	FMm	C	35.6	4.0	0.4	360.0	0.13	105	21.0	125	7.31
GAP-BB-020	FMm	A	13.2	0.6	0.6	52.0	0.06	46	6.6	83	7.61
	FMm	C	12.4	0.7	0.3	56.0	0.12	43	5.0	73	6.71
Sliac											
GAP-ZV-104	FM _G	A	49.3	0.6	0.2	29.0	0.15	23	4.0	88	6.56
GAP-ZV-088	FMm	A	26.2	0.8	0.5	66.0	0.44	56	5.5	154	7.33
	FMm	C	31.0	0.7	0.4	62.0	0.33	43	4.1	137	7.23

Tab. 5. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg⁻¹) v pôdach aluviálnej oblasti rieky Hron.

Vzorka	PT	Hor.	As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	pH/H ₂ O
Zvolen											
BZ-112	FMm	A	39.0	-	0.4	235.0	0.85	84	31.1	132	8.06
Budča											
GAP-ZH-005	FM _G FM _G	A C	50.0 60.0	3.0 3.0	0.6 0.3	430.0 560.0	1.82 2.29	111 123	38.0 66.0	151 83	7.60 7.10
GAP-ZH-012	FM _G FM _G	A C	5.3 5.6	0.4 0.2	0.3 0.1	26.0 15.0	0.06 0.02	45 15	2.9 0.8	79 44	6.71 6.78
Píla (Kremnický potok)											
GAP-ZH-016	FMm FMm	A C	22.3 22.3	0.7 0.8	1.3 1.4	96.0 103.0	0.42 0.82	122 125	8.5 10.0	197 202	7.24 7.53
Lovča											
GAP-ZH-023	FM _G FM _G	A C	23.5 19.3	0.5 0.3	0.9 0.1	106.0 19.0	0.58 0.03	147 17	9.0 2.6	197 46	5.43 7.02
GAP-ZH-035	FMm FMm	A C	28.0 21.0	0.6 0.7	1.2 0.3	130.0 68.0	1.15 0.68	142 45	14.0 9.0	456 85	7.76 7.34
Voznica											
GAP-ZH-084	FMm FMm	A C	15.7 20.5	0.3 0.3	0.2 < 0.1	19.0 16.0	0.12 0.03	39 18	3.1 2.8	64 51	7.44 6.84
GAP-ZH-087	FMm FMm	A C	36.0 34.5	1.1 1.0	2.2 2.5	156.0 145.0	1.01 0.82	212 264	14.0 22.0	440 410	7.39 7.85
Nová Baňa											
GAP-ZH-091	FMm FMm	A C	48.0 21.3	1.3 0.3	0.4 0.2	149.0 36.0	2.03 0.32	76 24	22.0 6.0	105 55	7.19 6.64
Piars											
LV-097	FMm	A	9.7	-	< 0.1	23.0	0.08	19	-	106	6.58
Kozárovce											
GAPE-LV-015	FMf FMf	A C	27.9 50.9	0.7 1.2	0.6 0.4	93.0 182.0	0.71 1.20	60 64	9.4 25.1	139 100	7.30 7.20
LV-020	FMm	A	41.4	-	< 0.1	127.0	1.90	49	-	135	6.53
Starý Tekov											
LV-019	FMm	A	1.4	-	0.8	118.0	0.76	82	-	264	7.25
Kálná nad Hronom											
LV-075	FMm	A	47.4	-	0.4	151.0	1.10	51	-	160	6.80
Dolná Seč											
LV-122	FMa	A	38.8	-	1.3	114.0	0.45	91	-	272	7.64
Želiezovce											
GAPE-LV-107	FMm FMm	A C	22.0 20.9	0.4 0.4	0.3 0.2	38.0 26.0	0.13 0.05	26 17	3.6 1.1	79 70	7.40 7.80
GAPE-LV-105	FMa FMa	A C	29.7 36.0	0.6 0.3	0.5 0.5	67.0 26.0	0.33 0.18	48 22	6.1 2.1	113 79	7.50 7.50
Vozokany nad Hronom											
GAPE-LV-101	FMm FMm	A C	45.6 62.0	1.0 0.9	0.5 0.4	146.0 181.0	1.06 1.66	47 42	24.4 25.0	80 75	8.30 7.70
Bíňa											
GAPE-NZ-041	FMm FMm	A C	18.7 15.5	0.4 0.2	0.5 0.2	44.0 15.0	0.19 0.03	38 12	5.7 1.5	91 47	6.80 8.30
Malá nad Hronom											
GAPE-NZ-026	FMm/c FMm/c	A C	5.8 11.1	0.2 0.2	0.2 0.2	14.0 12.0	0.01 0.01	9 8	0.4 1.4	42 48	8.20 8.00
Sútok Hrona s Dunajom											

Tab. 6. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg⁻¹) v pôdach aluviálnej oblasti rieky Slaná.

Vzorka	PT	Hor.	As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	pH/H ₂ O
Prameň											
GAP-RV-026	FMa	A	25.9	0.5	0.3	216	0.96	21	13.4	69	5.48
Vlachovo											
GAP-RV-072	FMm	A	41.4	1.3	0.4	96	1.39	25	11.6	73	7.57
	FMm	C	79.6	0.5	0.3	106	0.97	25	13.3	78	7.43
Nižná Slaná											
GAP-RV-108	FM _G	A	25.5	0.4	0.2	29	2.23	19	4.7	38	6.25
	FM _G	C	30.6	0.8	0.2	72	10.60	27	9.0	65	5.95
Brzotín											
GAP-RV-101	FMm	A	14.1	0.6	0.3	26	0.34	38	4.0	84	6.86
GAP-RV-121	FMm	A	43.3	0.9	0.3	78	1.27	78	36.6	82	7.45
	FMm	C	22.9	0.6	0.2	30	0.55	31	8.5	61	7.32
Gombasek											
GAP-RV-120	FMm	A	41.6	0.8	0.3	75	2.60	47	95.7	101	7.78
	FMm	C	16.0	0.5	0.3	36	0.58	39	10.5	80	7.91
GAP-RV-119	FMm	A	17.3	0.4	0.3	27	0.36	32	5.6	74	7.63
	FMm	C	18.3	0.5	0.3	27	0.36	30	5.2	74	7.83
Bretka											
GAP-RS-058	FMm	A	23.5	0.6	0.3	48	1.16	41	13.5	80	7.03
	FMm	C	11.5	0.5	0.2	23	0.20	22	1.4	71	6.57
GAP-RS-109	FM _G	A	17.7	0.7	0.3	29	0.24	27	2.1	88	7.57
	FM _G	C	17.7	0.5	< 0.1	24	0.16	17	1.8	70	7.29
Gemer											
GAP-RS-060	FMm	A	11.3	0.4	0.2	19	0.09	17	2.1	52	6.80
	FMm	C	14.0	0.4	< 0.1	20	0.13	15	1.6	56	6.35
Starňa											
GAP-RS-019	FMm	A	14.2	4.3	0.2	25	0.20	22	3.6	74	6.45
	FMm	C	24.1	0.7	0.3	25	0.29	15	1.6	80	7.30
Lenatrovce											

Tab. 7. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg⁻¹) v pôdach aluviálnej oblasti rieky Hornád.

Vzorka	PT	Hor.	As	Bi	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn	pH/H ₂ O
Hranovnica											
GAP-PP-010	FMf	A	7.6	0.4	0.3	18	0.18	19	1.3	62	4.94
	FMf	C	7.6	0.4	0.3	18	0.18	19	1.3	62	4.84
Spišská Nová Ves											
GAP-SN-038	FM _G /c	A	12.5	1.1	0.3	87	7.96	28	8.4	108	7.65
	FM _G /c	C	9.2	0.4	0.2	46	0.59	13	3.2	45	7.92
Priehrada Ružín											
Družstevná nad Hornádom											
GAP-KE-135	FM _G	A	7.3	0.2	0.2	18	0.07	16	1.1	60	6.86
	FM _G	C	5.9	0.3	0.1	16	0.03	13	0.5	42	7.51
Ťahanovce											
GAP-KE-120	FMm/c	A	42.4	1.9	0.4	157	3.76	39	9.6	137	7.84
	FMm/c	C	51.9	1.0	0.4	160	3.32	39	10.8	147	7.93
Košice											
GAP-KE-123	FM _G	A	18.6	1.5	0.4	172	0.33	41	5.9	133	7.90
	FM _G	C	22.9	1.0	0.4	164	0.31	39	6.4	75	7.83
Kokšov-Bakša											
GAP-KE-125	FM _G /c	A	18.3	1.5	0.4	177	0.46	30	7.1	118	7.61
	FM _G /c	C	26.2	1.1	0.4	238	0.27	36	5.7	159	7.70
GAP-KE-092	FM _G	A	17.0	0.9	0.3	88	0.28	29	4.4	105	7.96
	FM _G	C	17.0	0.2	0.4	39	0.06	16	0.7	133	7.71
Čaňa											
RG-KE-045	FMm/c	A	51.1	1.5	0.6	168	3.03	34	-	243	7.83
	FMm/c	C	17.0	0.9	0.4	127	0.65	30	-	99	8.07
GAP-KE-110	FM _G	A	18.7	0.9	0.3	120	0.55	26	4.6	100	5.87
	FM _G	C	17.4	0.4	0.2	30	0.15	15	1.5	68	5.58
GAP-KE-126	FM _G /c	A	19.7	0.8	0.3	52	1.71	21	3.1	96	7.52
	FM _G /c	C	9.2	0.5	0.3	43	0.22	18	1.5	75	7.90

Tab. 8. Obsahy ťažkých kovov (mg.kg⁻¹) v dnových sedimentoch Hnilca a Hornádu.

Hĺbka odberu vzorky	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Sb	Zn
Hnilecký sediment							
0-25 cm	56	< 0,2	511	1,3	76	46,2	793
25-50 cm	91	< 0,2	1535	2,3	110	44,9	1054
50-75 cm	93	< 0,2	1062	2,7	103	51,5	609
75-100 cm	84	< 0,2	1014	0,9	96	47,2	503
100-125 cm	68	< 0,2	1140	1,6	76	33,5	530
Hornádske sedimenty							
0-25 cm	41	< 0,2	182	5,2	50	20,3	282
25-50 cm	61	1,9	390	8,2	68	25,9	489
50-75 cm	64	1,1	295	9,7	51	22,5	289
75-100 cm	56	1,8	416	42,8	59	33,3	474
100-125 cm	74	< 0,2	564	79,9	66	65,3	879

TECHNOGÉNNÉ ZHUTŇOVANIE PODORNICE NA ORNÝCH PÔDACH, JEHO FORMY A PREJAVY

SUBSOIL TECHNOGENIC COMPACTION IN ARABLE LAND, ITS FORMS AND ATTRIBUTES

František ZRUBEC

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava

Abstract

Technogenic influences have significant impact on soil compaction processes that take place both in topsoil and subsoil, where their effects are cumulated with specific morphological attributes. Secondary compacted subsoil layer, provoked by improper farming technologies, is with its characteristics markedly differentiated from overground and underground layers. Pseudoaggregates of this layer have characteristic shape with straight and smooth walls (shining when moist) and sharp edges. Their bulk densities in dry conditions range 1,65 - 1,74 g.cm⁻³, with porosity deep under 40 % and total deficiency of gross, non capillary pores.

Úvod

Podiel technogénnych vplyvov na procese zhutňovania pôdy nadobúda stále väčšie rozmery. Pri súčasných technických a technologických systémoch pestovania poľných plodín dochádza každoročne k sprejazdeniu 20 - 80 % z celkovej plochy pôdy kolesami mechanizačných a dopravných prostriedkov (Lhotský a kol., 1984). Pri takej plodine ako je cukrová repa je to až 225 %, pričom niektoré pásy pôdy sú sprejazdené až 9 krát.

Nepriaznivé technogénne vplyvy na procesy zhutňovania pôdy však nemožno vzťahovať len na priame deštruktívne pôsobenie tlaku kolies mechanizačných a dopravných prostriedkov na pôdu, ale treba ich posudzovať v širších súvislostiach vo vzťahu k nedostatkom v celkovom obhospodarovaní pôd a najmä v zanedbávaní starostlivosti o reprodukciu pôdnej úrodnosti, čo v konečnom dôsledku vedie k oslabeniu mechanizmov autoregulačnej schopnosti pôdy, k poklesu stability fyzikálnych vlastností pôdy a k zníženiu odolnosti pôdy voči nepriaznivým zložkám vonkajších síl (Zrubec, 1998).

Výsledky a diskusia

Pôsobenie mechanického tlaku na pôdu vo vzťahu k technogénnemu zhutňovaniu pôdy

Pôsobenie tlaku kolies mechanizačných a dopravných prostriedkov pohybujúcich sa po poli sa síce sústreďuje do ornice, ale často zasahuje hlboko do podornice a vyvoláva nežiadúce zhutnenie pôdy (Eriksson, Hakanson, Danfors, 1974). Jeho škodlivosť sa momentálne nemusí ani tak nepriaznivo prejavovať na zhoršenom vzraste rastlín, ako neskôr na pôde, v dôsledku obmedzenia reprodukčných funkcií takto postihnutej pôdy.

Nežiadúci vplyv technogénneho zhutnenia sa akumuluje v podornici aj s charakteristickými morfológickými prejavmi. Zhutnená ornica na intenzívne obrábaných pôdach sa každoročne podrobuje rôznym nakypovacím opatreniam, za účelom eliminovania nepriaznivého vplyvu zhutnenia. Orničná vrstva pôdneho profilu je aj pod vysokým rekompakčným vplyvom prírodných síl. Naopak podornica je mimo dosahu bežných agrotechnických zásahov a aj rekompakčný efekt prírodných síl s narastajúcou hĺbkou pôdneho profilu je značne limitovaný.

Pôsobenie mechanického tlaku na pôdu sa prejavuje veľmi variabilne. Jeho rozsah a intenzitu ako aj jeho dôsledky na pôdu ovplyvňuje celý rad pôdnych a mechanických faktorov. Pôdne faktory vychádzajú z podstaty a vlastností pôdy vo vzťahu k jej stlačiteľnosti, ako je vlhkosť pôdy, textúra, štruktúra, pórovitosť, obsah humusu a pod. (Bedrna a kol., 1989). Z mechanického hľadiska je dôležitý typ utlačovacieho mechanizmu, hmotnosť techniky, čas trvania záťaže, veľkosť a tvar kolesa, typ pneumatiky a jej hustenie, merný tlak kolesa na jednotku plochy, počet prejazdov po pôde, rýchlosť pohybu a pod. (Gill, Berg, 1968).

Už hodnota tlaku 100 kPa sa všeobecne uvádza ako hraničná hodnota škodlivého pôsobenia tlaku na pôdu, a to ešte za podmienok, že je pôda v primeranom vlhkosťnom stave. Na prevlhčenej pôde sú tieto hodnoty ešte nižšie. Na čerstvo nakyprenej pôde však už aj merný tlak s hodnotou > 25 kPa môže nepriaznivo ovplyvniť fyzikálny stav pôdy (Voorhees, 1977), pričom až 80 % z celkového efektu zhutnenia sa prejaví už pri prvom prejazde po pôde.

V súvislosti s technogénnymi vplyvmi na nárast nadmerného zhutňovania pôd treba uviesť skutočnosť, že za ostatných 30 - 40 rokov došlo k podstatnému nárastu hmotností poľnohospodárskych mechanizmov. Výrazne sa zvýšili merné tlaky mechanizmov na pôdu.

Ak hodnota celkovej záťaže mechanizmov, alebo dopravných prostriedkov pôsobiacich na pôdu presiahne na jednu os hranicu 6 t, je tu riziko technogénneho zhutnenia pôd do hĺbky asi 0,5 m, s takým zhoršením fyzikálneho stavu pôdy v podornici, ktorého náprava si vyžiada nákladné opatrenia v trvaní jednej generácie (Eriksson, Hakanson, Danfors, 1974).

Špecifiká tvorby sekundárnej zhutnenej podorničnej vrstvy vplyvom nesprávnej orby

K tvorbe sekundárnej zhutnenej podorničnej vrstvy (podorničnej “podošvy”) prispieva aj nekvalitná orba, vykonávaná za nevhodných vlhkosťných podmienok. Na tvorbu sekundárnej zhutnenej podorničnej vrstvy sú osobitne náchylné pôdy s extrémnym zrnitosťným zložením (ťažké a prachové pôdy) s výraznejšou heterogenitou pôdneho profilu najmä na rozhraní ornice a podornice, kde sa udržiava zvýšená vlhkosť pôdy.

Prechod otupeného ostria plužného telesa nadmerne vlhkým prostredím vyvoláva dočasné “uväznenie” určitého pôdneho objemu nachádzajúceho sa tesne pod úrovňou pohybujúceho sa plužného telesa. Vplyvom plastického efektu prejavujúceho sa na dne brázdy dochádza k zliatiu pôdnej masy, alebo k rozotreniu štruktúrnych agregátov, s totálnym narušením ich fyzikálnej stavby, s horizontálnym usporiadaním (orientáciou) pôdnych častíc a novovytvárajúcich sa pseudoagregátov. Tým sa uzatvárajú všetky vertikálne prebiehajúce hrubé póry a ostatné sekundárne

dutiny (otvory po dážďovkách, koreničkách a podobne), ktoré predtým slúžili na rýchly prenos vody, vzduchu a energie medzi ornice a podornice.

Po vyschnutí sa tu vytvára veľmi špecifická kompaktná vrstva aj keď spočiatku len o mocnosti niekoľko mm, ale vždy s veľmi nepriaznivým vplyvom na zníženie priepustnosti pôdneho profilu. V období výdatnejších zrážok sa ornica nad takouto nepriepustnou vrstvou rýchlejšie presýti vodou. To ďalej podporuje proces horizontálneho usporiadania (orientácie) pôdnych častíc a agregátov a vedie k narastaniu mocností tejto sekundárne zhutnenej vrstvy smerom k povrchu pôdy. Pri následnej orbe má plužné teleso tendenciu pohybovať sa vždy po povrchu tejto zhutnenej vrstvy. Postupom rokov, pri orbe pôdy na obdobnú hĺbku a za nevhodných podmienok sa akumuluje nepriaznivý efekt tohto javu a narastá hrúbka sekundárne zhutnenej vrstvy a zvyšuje sa jej kompaktnosť.

Naviac pri orbe je zaužívaná prax, že dno brázdy sa používa ako jazdná dráha pre kolesá traktora. Vlhkosť pôdy v tejto vrstve je vždy vyššia ako je vlhkosť ornice. Pri existencii úzkeho vzťahu medzi vlhkosťou pôdy a jej citlivosťou na vonkajší tlak, je potom nepriaznivý dopad tohto javu na zhutnenie podornice mimoriadne vysoký.

Prítomnosť nadmerne zhutnenej podornicej vrstvy v pôdnom profile narušuje základné funkcie pôdy spojené s transportom a transferom vody, vzduchu, energie a živín medzi pôdou, rastlinou a atmosférou - vedie k obmedzeniu využitia prírodných síl pôdou - znižuje efektívnosť všetkých vstupov do pôdy v priebehu pestovateľského procesu (Zrubec, 1984).

Popis pôdneho profilu na vybraných pôdnych jednotkách s typickou sekundárne zhutnenou podornicou vrstvou a jej charakteristiky:

Čiernica glejová (ČA_G) - Tešedíkovo

Amp 0 - 20 cm	Sivočierna, vlhká, zrnitá, ílovitá, zhutnená, silne prekorenená so zvyškami organickej hmoty, prechod ostrý.
Aml 21 - 30 cm	Sekundárne zhutnená podorničná vrstva, ostro vymedzená lamelárnym typom pseudoštruktúry v silne zhutnenom stave, za vlhka zliata, po vysušení sa uvoľňujú charakteristické pseudoagregáty.
A(G)ro 31 - 45 cm	Sivočierna, vlhká, hrudkovito-prizmatická, ílovitá, zhutnená, koreňky rastlín, prechod postupný.
A/C Gro 46 - 60 cm	Čierosivá, vlhká, nevýrazná hrudkovito-prizmatická, ílovitohlinitá, zhutnená so sivými a hrdzavými škvrnami, prechod postupný.
Cc Gro - Gr > 61 cm	Sivožltý karbonátový aluviálny náplav, hlinitý s vysokou prímiesou piesku.

Sekundárne zhutnená podorničná vrstva sa tu morfológicky, konzistenciou a štruktúrou ostro odlišuje od nadložných podložných vrstiev pôdneho profilu. Svojou "matričnou" podstatou sa však len veľmi málo odlišuje od ornice. Má veľmi podobné zrnitostné zloženie a kvalitu ílu ako ornica. Aj v ostatných parametroch fyzikálnych a chemických vlastností sú tu len malé odlišnosti (Tab. 1). Obsahuje viac ako 44 % ílu.

Tab. 1. Základná fyzikálna a chemická charakteristika: Čiernica glejová (ČAG)
Tešedíkovo.

Ukazovateľ	Hĺbka odberu pôdnych vzoriek (v cm)				
	10 - 20	21 - 30	31 - 40	50 - 60	70 - 80
Zrnitosť - obsah častíc (%) v mm					
<0,01	73,2	74,1	63,0	52,0	38,2
<0,001	41,9	44,5	48,3	31,3	24,7
0,001- 0,01	31,3	29,6	14,7	20,7	13,5
0,01-0,05	14,6	9,1	9,3	12,8	8,7
0,05-0,25	10,7	14,4	23,8	25,0	45,5
0,25-2,00	1,5	2,4	3,9	10,2	7,6
Merná hmotnosť (g.cm ⁻³)	2,687	2,685	2,716	2,736	2,798
Objemová hmotnosť (g.cm ⁻³)	1,386	1,389	1,331	1,450	1,502
Pórovitosť - celková (%)	48,03	48,60	50,33	48,15	44,68
Pórovitosť kapilárna (%)	41,44	42,21	40,87	39,64	38,69
Pórovitosť nekapilárna (%)	3,24	2,87	4,25	4,67	3,23
Organický uhlík Ct (%)	2,36	2,25	2,18	-	-
CaCO ₃ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
pH (KCl)	7,2	7,0	7,1	7,1	7,6
“S” cmol.kg ⁻¹	48,0	49,5	43	34,8	21,0
“T” cmol.kg ⁻¹	48,0	49,5	43	34,8	21,0
P mg.kg ⁻¹	38,0	18,0	7,0	6,0	6,0
K mg.kg ⁻¹	135	110	95	87	65

Zo sekundárnych ílových minerálov prevažne zastúpenie majú montmorillonit a illit a zmiešané IM štruktúry, s vysokou schopnosťou napučievania a zmršťovania. Podobne ako nadložné a podložné vrstvy sa nachádza v silne zhutnenom stave, s hodnotami objemovej hmotnosti 1,39 g.cm⁻³, s pórovitosťou 48 %, pri extrémne nízkom zastúpení hrubých nekapilárnych pórov (2,8 %) a s vysokým podielom jemných kapilárnych pórov (42 %). Obsahuje 2,2 % celkového uhlíka. Má neutrálnu pôdnu reakciu (pH_(KCl) 7,0). Je nasýtená bázami, s vysokými hodnotami T (49 cmol.kg⁻¹). Obsah prístupného fosforu činí len 18 mg.kg⁻¹ a je o 100 % nižší ako v nadložnej časti A-horizontu. Nízky je aj obsah prístupného draslíka (110 mg.kg⁻¹), ale len málo sa odlišuje od jeho obsahu v nadložnej časti A - horizontu.

Po vysušení sa táto sekundárne zhutnená podorničná vrstva ostro odlišuje od nadložných a podložných vrstiev. Uvoľnené pseudoagregáty z tejto vrstvy sa vyznačujú s extrémne hustým, prevažne horizontálne orientovaným usporiadaním pôdnych častíc v štádiu textúrnej kompakcie. Majú charakteristickú stavbu, sploštený tvar s priemerom 1,5 - 3,5 cm. Majú hladké, za vlhka lesklé, rovné steny a ostré hrany. Ich objemová hmotnosť v suchom stave sa pohybuje v medziach 1,65 - 1,74 g.cm⁻³. Celková pórovitosť klesá hlboko pod 40 %, pri úplnom deficite hrubých nekapilárnych pórov (Zrubec, 1974, 1975).

Hnedozem pseudoglejová (HMg) - Bátovce

- Aop 0 - 17 cm Sivohnedá vlhká, ílovitohlinitá, nevýrazná, hrudkovitá, zhutnená, prekorenená, prechod ostrý.
- Ao 18 - 29 cm Sekundárne zhutnená podorničná vrstva ostro vymedzená lamerálnym typom pseudoštruktúry, v silne zhutnenom stave,

	za vlhka zliata, po vysušení sa uvoľňujú hrubé pseudoagregáty s charakteristickým tvarom.
Bt 30 - 50 cm	Hnedohrdzavá, vlhká, ílovitohlinitá, prizmatická, zhutnená, slabo prekorenená, prechod postupný.
Btg 51 - 90 cm	Hrdzavohnedá, vlhká, ílovitohlinitá, hrubo-prizmatická, zhutnená, sivé a hrdzavé škvry, konkrécie Mn, Fe, prechod postupný.
B/Cg 71 - 90cm	Žltohnedá, vlhká, ílovitohlinitá, zhutnená, nevýrazná prizmatická, sivé a hrdzavé, škvry, konkrécie Mn, Fe, prechod postupný.
Cg > 91 cm	Svahová hlina.

Vymedzenie sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy je tu podobne ostro vyhranené ako aj v prípade čiernice glejovej. Svojou matričnou podstatou, zložením a vlastnosťami sa aj tu len veľmi nepatrne odlišuje od nadložnej časti A-horizontu (Tab. 2). Má podobné zrnitostné a mineralogické zloženie. Zo sekundárnych ílových minerálov prevláda montmorillonit. Značné zastúpenie má aj chlorit a illit a ich zmiešané štruktúry. V menšej miere je prítomný aj kaolinit. Vyznačuje sa vyšším stupňom zhutnenia ako v prípade čiernice glejovej. Hodnoty objemovej hmotnosti dosahujú $1,55 \text{ g.cm}^{-3}$. Celková pórovitosť klesá na 43 %, s minimálnym zastúpením hrubých nekapilárnych pórov (2,8 %). Obsah organického uhlíka je menší ako 1 %. Pôdna reakcia je kyslá ($\text{pH}_{(\text{KCl})} 5,3$). Sorpčná schopnosť pôdy je stredná ($T = 24,2 \text{ c.mol.kg}^{-1}$). Obsah prístupných živín je veľmi nízky bez výraznejších rozdielov medzi sekundárne zhutnenou podorničnou vrstvou a ornitou.

Tab. 2. Základná fyzikálna a chemická charakteristika: *Hnedozem pseudoglejová (HMg) - Bátovce*.

Ukazovateľ	Hĺbka odberu pôdnych vzoriek (v cm)				
	5 - 15	18 - 29	30 - 40	55 - 70	71 - 90
Zrnitosť - obsah častíc (%) v mm					
<0,01	48,0	50,0	52,1	54,9	50,5
<0,001	26,4	28,4	30,4	32,6	28,7
0,001- 0,01	21,6	21,6	21,7	22,3	20,8
0,01-0,05	38,4	37,2	36,5	34,1	37,0
0,05-0,25	12,2	11,5	10,3	9,9	10,2
0,25-2,00	1,4	1,3	1,1	1,1	2,3
Merná hmotnosť (g.cm^{-3})	2,700	2,708	2,716	2,751	2,766
Objemová hmotnosť (g.cm^{-3})	1,523	1,549	1,530	1,607	1,552
Pórovitosť - celková (%)	44,21	43,25	43,50	42,0	43,46
Pórovitosť kapilárna (%)	35,84	37,57	37,29	36,06	37,39
Pórovitosť nekapilárna (%)	3,65	2,86	1,58	2,36	1,74
Organický uhlík Ct (%)	1,12	0,98	0,53	0,15	0,16
pH (KCl)	5,4	5,3	5,1	6,0	6,0
“S” cmol.kg^{-1}	17,5	18,2	20,0	24,0	25,5
“T” cmol.kg^{-1}	23,0	24,2	25,0	27,5	28,0
P mg.kg^{-1}	8,0	8,1	4,0	2,0	1,0
K mg.kg^{-1}	140	136	130	100	90

Z fyzikálneho a morfológického hľadiska je stavba a vlastnosti sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy podobná ako v prípade čiernice glejovej. Za vlhka s a

javí ako zliata masa. Po vysušení sa uvoľňujú masívne pseudoagregáty, nepravidelného tvaru s rozmerom v priemere 2 - 5 cm v extrémne zhutnenom stave.

Hnedozem pseudoglejová sa vyznačuje extrémne nízkou vsakovacou schopnosťou, k čomu prispieva aj prítomnosť tejto sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy. Celkové množstvo vody vsiaknutej do pôdy v prvých piatich minútach dosahuje len $0,6 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ a po tomto čase nastáva rapídny pokles na $0,1 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. Mechanickým nakyprením pôdy a aplikáciou melioračných dávok uhličitanu vápenatého a maštaľného hnoja sa viac ako 20 násobne zvýšila vsakovacia schopnosť týchto pôd (Zrubec 1975).

Záver

Zhutnenie pôdy vyvolané rôznymi technogénnymi vplyvmi patrí medzi najrozšírenejšie antropické javy na intenzívne obrábaných pôdach. Jeho prejavy sa výrazne akumulujú v podornici, kde sa často vytvára sekundárne zhutnená podorničná vrstva, s charakteristickými morfológickými znakmi. Aj keď proces tvorby sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy aj na geneticky veľmi odlišných pôdach má svoje osobitosti, predsa tu existujú mnohé spoločné rysy. Pseudoagregáty z tejto vrstvy sa vyznačujú charakteristickým tvarom, rovnými, hladkými stenami a ostrými hranami. Nachádzajú sa v extrémne kompaktnom stave, s minimálnou priepustnosťou pre vodu a koreňky rastlín. Mechanické rozrušenie tejto vrstvy mnohonásobne zvyšuje vsakovaciu schopnosť celého pôdneho profilu.

Literatúra

- Bedrna, Z. a kol., 1989: Pôdne režimy. Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava.
- Eriksson, J., Hakanson, J., Danfors, B. 1974: The effect of soil compaction on soil structure and crop yields. USDA, ARS, Sidney, Montana 59270.
- Gill, W. R., Berg, V. G., 1968: Soil dynamics in tillage and traction. Agriculture Handbook 316, USDA.
- Lhotský, J., Váchal, J., Ehrlich, P., 1984: Soustava opatření k zúrodňování zhutněných půd. Metodika UVTI, Praha.
- Voorhees, W. B., 1977: Soil compaction. Crops and soil magazine, 667, Madison, W. 59711.
- Zrubec, F., 1974: Some aspects of swelling and shrinking in clayey soils. Ved. práce VÚPVR, Bratislava, č. 7.
- Zrubec, F., 1975: Výskum metód optimalizácie pôdnych vlastností so zreteľom na stavbu pôdneho profilu. Výskumná práca, VÚPVR, Bratislava.
- Zrubec, F., 1984: Profilová optimalizácia pôd. Výskumná správa, VÚPVR, Bratislava.
- Zrubec, F., 1998: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd. MPSR, VÚPÚ Bratislava.

Kontakt:

*Ing. František Zrubec, CSc.
Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 Bratislava*



Foto 1: Uvoľnené pseudoagregáty zo sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy na ČA_G.



Foto 2 : Rast koreňa cukrovej repy na ČA_G so sekundárne zhutnenou podorničnou vrstvou.

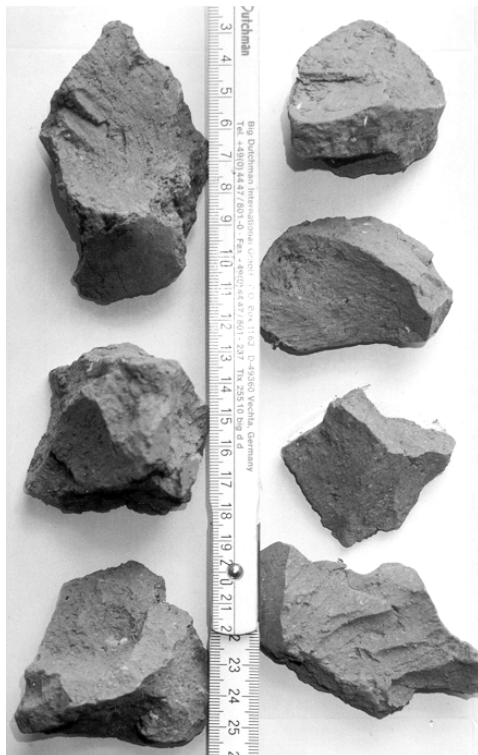


Foto 3: Pseudoagregáty zo sekundárne zhutnenej podorničnej vrstvy na hnedozemi.



Foto 4: Povrch pôdy s porastom kukurice na silne erodovanej hnedozemi so zhutnenou podornicou.

VYBRANÉ VLASTNOSTI URBÁNNYCH PŮD V NITRE

SELECTED PROPERTIES OF URBAN SOILS IN THE CITY NITRA

Anton ZAUJEC

Katedra pedológie a geológie Agronomickej fakulty, SPU Nitra

Abstract

The research was concerning to the observing of urban soil selecting properties from the point of view function green areas nutrition, protection and recultivation. Nitra was the modelling city, in which following observed segments were chosen: park, green areas of residential quarters, areas along traffic communications and areas influenced by industrial plant. In implemented soil survey a lack of natural diagnostic horizons was observed. High contents of Ca^{2+} cations and HCO_3^- anions soluble in water is an evidence of negative anthropic influences on soils in residential areas. There is pursued important impact on chemical-physical properties and biological activity. Degraded or contaminated soils are indicated by worse conditions for vegetation growth and low level of multifunction ability for land use. Biological soil activity is low, therefore at green areas establishment there is a need using organic manure and regular irrigation. So, this is contribution to the human-life quality in urbanized areas.

Úvod

Proces urbanizácie sa v uplynulom období sa vyvíjal rýchlejšie než sa predpokladalo a dôsledkom sú problémy s kvalitou obytného prostredia. Územia miest majú v značnej miere narušené ovzdušie tuhými i plynými exhalátmi z energetických i dopravných zdrojov. Obyvatelia právom kritizujú urbanistickú monotónnosť, šedú architektonickú uniformitu niektorých sídlisk. Poukazujú na neucelenosť a nedostatok, či nízku kvalitu zelene plôch pre každodennú rekreáciu, šport a hry detí a mládeže.

V súčasnosti je potrebné a nutné starať sa pri urbanizácii prostredia o ochranu a využitie pôd špeciálnych kategórií, ktoré nepatria ani do poľnohospodárstva, ani do lesného pôdneho fondu – pôdy komunikácií, pôdy v intravilánoch miest, plochy slúžiace verejnej zeleni a rekreácii ako aj pôdy určené na zástavbu. Antropogenizované prostredie možno chápať ako zložku hmotného životného prostredia človeka, ktorá je pozmenená jeho činnosťou. Vedľa nesporného technického pokroku a zvyšovania životnej úrovne sa súčasne poškodzuje prírodné prostredie, ktoré mení svoj vzhľad a v extrémnych prípadoch nastáva devastácia, prípadne až totálna denaturácia prostredia.

Človek v geografickom priestore (území), v ktorom si vytvára svoje umelé antropogénne životné prostredie, mechanicky pretvára reliéf a anorganický substrát. Značný rozsah antropogénnych vrstiev je jednou z najcharakteristickejších črt pôd v mestách.

Tieto umelé formy reliéfov vznikajú výstavbou sídlisk a dopravou. Vplyvom stavebnej činnosti, výstavbou mestských aglomerácií a priemyselných podnikov vznikajú súvislé plochy striech, vozoviek a nekultivovaných plôch. Pôdy pozdĺž

komunikácií trpia zamokrovaním a zaburiňovaním, sú zanášané burinou z erodovaných komunikačných svahov.

Doprava ako zložka osídlenia spôsobuje znečistenie soľou, škvarou a pieskom. Ďalšie úlohy ochrany a využitia pôd pozdĺž komunikácií vznikajú pri výstavbe diaľnic. Tieto vnášajú do miestnych podmienok trvalé zmeny. Po dokončení stavby sú pozdĺž trasy výkopy a násypky. Umelý násyp je nositeľom úplne inej potenciálnej vegetácie, než pôvodná pôda. Vo zvlnenej krajine môžu vysoké násypy spôsobiť tiež trvalú zmenu mikroklimy.

Z uvedených dôvodov sa na základe doterajších poznatkov výskumu rozpracováva i problematika urbánnych pôd a ich špeciálnych kategórií, z hľadiska ochrany a rekultivácie týchto pôd s ich najúčinnnejším využitím pre pestovanie cenóz v sídelnej krajine u nás i vo svete.

Materiál a metódy

Cieľom práce bolo sledovať vybrané vlastnosti urbánnych pôd z hľadiska racionálnej výživy funkčnej zelene, z hľadiska ochrany a rekultivácie týchto pôd s ich najúčinnnejším využitím pre pestovanie cenóz v sídelnej krajine.

Ako modelové územie bolo zvolené mesto Nitra, v ktorom boli vybrané tieto nasledovné výskumné segmenty:

- park;
- plochy zelene obytného súboru (sídlišká);
- plochy okraja dopravnej tepny;
- plochy ovplyvnené priemyselným objektom.

Pôdne vzorky boli odobraté v dvoch termínoch:

Prvý odber – jeseň (október až november) v r. 1981, v celom profile vybraných sond (0,7 - 2,0 m až po substrát, prípadne podzemnú vodu).

Druhý odber – leto (august) v r. 1982 v dvoch hĺbkach 0 – 0,10 až 0,20 m a 0,10 – 0,30 až 0,40 m.

Označenie variantov a umiestnenie výskumných plôch:

- S₁ – park v blízkosti PKO;
- S₂ – kruhový objazd (koniec Štúrovej ulice);
- S₃ – sídlisko Chrenová (Tatranská ulica);
- S₄ – sídlisko Chrenová III v blízkosti hlavnej križovatky (koniec Výstavnej ulice);
- S₅ – sídlisko Chrenová IV (Zubková ulica);
- S₆ – výpadovka na Bratislavu (20 metrov od hlavnej cesty);
- S₇ – park pod Nitrianskym hradom (v blízkosti mŕtveho ramena rieky Nitry);
- S₈ – medzi kotelňou SPU a energetickým vykurovacím zdrojom (Mazútkou).

V odobratých vzorkách sme stanovili:

- pôdnu reakciu potenciometricky;
- obsah CaCO₃ (Jankovým vápnomerom);
- celkový obsah organického uhlíka podľa Ťurina;
- celkový dusík - podľa Kjeldahla;
- frakčné zloženie humusových látok skrátenou metódou Kononovej a Belčíkovej (1961);
- obsah vodorozpustných kationov a aniónov vo vodnom výluhu (v mmol/kg).

Výsledky a diskusia

V modelovom území mesta Nitry sa na sledovaných plochách zistil výrazný zásah ľudskej činnosti, prejavujúci sa tým, že polovica posudzovaných plôch stratila v plnej miere diagnostické znaky prírodného pôdneho typu, a tak je možné ich jednoznačne označiť za antropogénne. Medzi tieto patrí plocha kruhového objazdu (Štúrova ulica), na sídlisku Chrenová (Tatranská ulica), tiež na konci Výstavnej ulice a plocha v parku pod Nitrianskym hradom.

Plochy, na ktorých boli vo väčšej miere zachované pôvodné diagnostické horizonty sú: park v blízkosti PKO, (S_1 – fluvizem), sídlisko Chrenová Zúbkova ulica (S_5 – hnedezem), výpadovka na Bratislavu (S_6 – čiernica) a plocha medzi kotolňou a mazutkou (S_8 – fluvizem glejová). Skúmané pôdy sú textúrne v povrchových vrstvách ťažké až stredne ťažké. Najmä na plochách výrazne ovplyvnených ľudskou činnosťou je vysoký obsah štrku, napr. na ploche kruhového objazdu (S_2) je v hĺbke 1,25 až 1,75 metra 46 % štrku, na sídlisku Chrenová (S_3) v hĺbke 0,10 až 0,55 metra viac než 80 % štrku.

Tab. 1. Stanovené hodnoty základných chemických parametrov (odber 1981).

Sonda	Hĺbka (m)	Štrk (%)	pH/H ₂ O	pH/KCl	CaCO ₃ (%)	C _{ox} (%)	N _t (%)	C _{ox} :N _t
S ₂	0-0,03	-	6,8	6,74	-	6,94	0,540	12,85
	0,03-0,15	4,55	8,0	7,55	3,0	2,03	0,136	14,93
	0,15-0,30	0,45	7,5	7,31	0,60	1,19	0,132	9,02
	1,25-1,75	46,07	8,1	7,86	13,0	1,27	0,134	9,48
S ₃	0,0-0,1	39,51	8,0	7,65	10,50	1,08	0,129	8,37
	0,1-0,35	85,22	8,6	8,5	35,0	0,62	0,098	6,33
	0,35-0,50	80,20	8,5	8,35	42,0	0,68	0,091	7,47
	0,50-0,72	12,83	8,25	7,9	30,50	0,83	0,091	9,12
	0,72-1,32	18,90	7,95	7,49	8,25	0,78	0,081	9,63
S ₄	0,0-0,2	2,41	8,0	7,51	2,50	1,08	0,108	10,2
	0,2-0,37	14,24	8,1	7,65	10,0	0,92	0,098	9,39
S ₅	0,0-0,18	-	7,84	7,55	6,25	0,79	0,118	6,69
	0,18-0,39	4,0	7,99	7,7	10,75	0,62	0,098	6,32
	0,39-1,01	-	8,1	7,41	5,50	0,64	0,110	5,82
S ₆	0,0-0,15	-	7,87	7,65	6,75	1,88	0,235	8,0
	0,15-0,30	-	7,98	7,6	4,25	1,19	0,186	6,40
	0,51-0,81	-	8,09	7,8	5,35	0,53	0,109	4,86
S ₇	0,0-0,12	-	7,95	7,9	3,50	2,39	0,238	10,04
	0,12-0,48	3,97	7,95	7,5	5,0	0,61	0,107	5,70
	0,83-1,25	11,54	8,14	7,75	2,35	0,46	0,074	6,22
S ₈	0,0-1,15	-	7,47	7,24	1,0	3,28	0,222	14,74
	0,15-0,50	-	7,88	7,31	0,75	0,80	0,109	7,34
	0,50-1,40	-	8,05	7,1	0,25	0,52	0,068	7,65

Všetky analyzované pôdne vzorky z obidvoch odberov sa vyznačovali alkalickou reakciou, výnimkou bola len hodnota ktorú sme stanovili v sonde S2 (kruhový objazd - Štúrova ul.), aj to len v povrchovej vrstve 0 - 0,03 m. Tomu zodpovedá i skutočnosť, že vo všetkých ostatných pôdnych vzorkách sme stanovili prítomnosť karbonátov a to v širokom rozpätí od 0,3 do 40 % (Tab.1 a 2).

Tab. 2. Stanovené hodnoty pH, CaCO₃, C_{ox}, N_t, C_{ox}:N_t, C_{HK}:C_{FK} (odber 1982).

Sonda	Hĺbka (m)	pH/H ₂ O	pH/KCl	CaCO ₃ (%)	C _{ox} (%)	N _t (%)	C _{ox} :N _t	C _{HK} :C _{FK}
S ₁	0,0-0,15	7,35	7,05	1,5	2,39	0,225	10,62	0,449
	0,15-0,32	7,60	7,15	1,7	1,59	0,218	7,29	0,511
S ₂	0,0-0,15	7,50	7,15	0,7	1,01	0,144	7,22	0,537
	0,15-0,30	7,50	7,20	0,7	0,80	0,123	6,50	0,568
S ₃	0,0-0,10	8,80	8,20	12,5	0,81	0,106	7,64	1,494
	0,10-0,35	9,40	9,40	40,0	0,84	0,113	7,43	0,694
S ₄	0,0-0,20	8,30	7,50	4,25	1,12	0,164	6,83	0,568
	0,20-0,37	8,30	7,50	2,7	1,13	0,154	7,33	0,755
S ₅	0,0-0,18	8,30	7,60	4,15	0,69	0,130	5,31	0,868
	0,18-0,39	8,30	7,50	3,5	0,53	0,089	5,96	0,472
S ₆	0,0-0,15	7,55	7,35	3,7	1,19	0,174	6,84	0,521
	0,15-0,30	7,75	7,35	3,7	1,02	0,144	7,08	0,637
S ₇	0,0-0,12	7,50	6,95	2,2	1,77	0,158	11,202	0,965
	0,12-0,48	7,75	7,10	2,4	1,51	0,161	9,38	0,838
S ₈	0,0-0,15	8,80	7,45	30,0	1,23	0,154	7,98	0,807
	0,15-0,50	8,30	7,50	5,0	1,30	0,185	7,03	0,569

Aktívnu alkalitu obvykle zapríčiňujú alkalické soli v pôdnom roztoku (CaCO₃, Na₂CO₃, NaHCO₃ a iné). Ďalšou príčinou alkality môžu byť prítomné výmenné kationy sodíka naviazané na pôdnom sorpčnom koloidnom komplexe, ktoré vytvárajú potenciálnu alkalitu (Tab.3).

Tab. 3. Suma kationov (v mmol/kg) a ich jednotlivé zastúpenie z celkovej sumy (v %).

Variant	Hĺbka (m)	mmol/kg kationov	% z celkovej sumy				
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca+Mg
S ₁	0,0-0,10	7,19	80,95	1,39	10,15	7,51	82,34
	0,10-0,37	5,89	81,49	4,07	10,70	3,74	85,56
S ₂	0,0-0,15	6,13	60,36	4,89	17,13	17,62	65,25
	0,15-0,30	4,93	67,34	13,79	8,72	10,14	81,13
S ₃	0,0-0,10	7,21	64,63	4,72	26,07	4,58	69,35
	0,10-0,35	12,54	71,45	9,41	14,75	4,43	80,86
S ₄	0,0-0,20	6,43	61,59	17,31	13,69	10,42	75,90
	0,20-0,37	5,45	52,84	23,12	11,56	12,48	75,96
S ₅	0,0-0,18	10,92	48,72	3,66	43,96	3,66	52,38
	0,18-0,39	7,09	63,19	6,06	26,38	4,37	69,25
S ₆	0,0-0,15	6,87	60,84	13,68	15,28	10,19	74,52
	0,15-0,30	6,20	70,97	10,00	12,10	6,94	80,97
S ₇	0,0-0,12	4,77	72,96	7,97	5,24	13,84	80,93
	0,12-0,48	4,95	77,98	2,83	9,70	9,49	80,81
S ₈	0,0-0,15	6,51	56,99	6,76	9,22	27,03	63,75
	0,15-0,30	5,50	60,00	28,36	7,27	4,36	88,36

Na všetkých skúmaných plochách sme pri analýze vodného výluhu zistili vysoký obsah kationov Ca²⁺ a aniónov HCO₃⁻. Obzvlášť vysoký obsah Na⁺ kationov sme stanovili v sondách S₃ a S₅ lokalizovaných na sídlisku Chrenová pravdepodobne ako dôsledok intenzívneho zimného posypu ciest. V sonde S₅ sme okrem vysokého

obsahu Na^+ katiónov stanovili i vysoké hodnoty obsahu Cl^- , kým v lokalite S_3 chloridové ióny neboli stanovené.

Tab. 4. Obsah katiónov a aniónov vo vodnom výluhu (%).

Variant	Hĺbka v m	% Na^+	% K^+	% Ca^{2+}	% Mg^{2+}	% Cl^-	% CO_3^{2-}	% HCO_3^-
S_1	0,0-0,10	0,0017	0,0021	0,0170	0,0001	0,0035	0,0048	0,0476
	0,10-0,37	0,0014	0,0009	0,0096	0,0003	0,0029	0,0078	0,0520
S_2	0,0-0,15	0,0024	0,0042	0,0074	0,0004	0,0061	0,0171	0,0186
	0,15-0,30	0,0010	0,0020	0,0067	0,0008	-	-	0,0390
S_3	0,0-0,10	0,0043	0,0013	0,0093	0,0004	-	-	0,0400
	0,10-0,35	0,0043	0,0022	0,0180	0,0014	-	0,0048	0,0400
S_4	0,0-0,20	0,0020	0,0026	0,0079	0,0011	0,0035	0,0042	0,0400
	0,20-0,37	0,0014	0,0027	0,0058	0,0015	0,0030	0,0048	0,0430
S_5	0,0-0,18	0,0110	0,0016	0,0107	0,0050	0,0176	0,0048	0,0420
	0,18-0,39	0,0037	0,0012	0,0090	0,0005	0,0098	0,0048	0,0409
S_6	0,0-0,15	0,0024	0,0027	0,0089	0,0011	0,0040	0,0084	0,0479
	0,15-0,30	0,0017	0,0017	0,0088	0,0008	0,0040	0,0048	0,0520
S_7	0,0-0,12	0,0006	0,0026	0,0070	0,0005	0,0024	0,0036	0,0390
	0,12-0,48	0,0011	0,0018	0,0077	0,0002	-	0,0138	0,0320
S_8	0,0-0,15	0,0014	0,0069	0,0074	0,0005	0,0040	0,0018	0,0415
	0,15-0,30	0,0009	0,0009	0,0066	0,0019	0,0035	0,0036	0,0450

Záver

Zastúpenie katiónov a aniónov vo vodnom výluhu nám poukazuje na negatívne dopady antropického pôsobenia na pôdy v obytných sídlach (Tab. 3 a 4). Výrazný dopad má následne na pôdny chemizmus, fyzikálne vlastnosti a biologickú aktivitu. Takto degradované až kontaminované pôdy sa vyznačujú horšími podmienkami pre vegetáciu a nízkou multifunkčnou schopnosťou ich využitia. Biologická aktivita týchto pôd je nízka a preto je potrebné použiť pri zakladaní funkčnej zelene organické hnojenie, pravidelné zalievanie a zatravnovať plochy a tak prispievať ku skvalitňovaniu životného prostredia v hustoosídlených centrách.

Literatúra

- Jůva, K. et al., 1975: Využití půdy zvláštního určení. In: Půdní fond ČSSR. Academia Praha, Veda Bratislava, s. 409-413.
- Matula, M., 1979: Geológia a životné prostredie. Obzor Bratislava, 227-228.
- Tóthová, V., 1980: Ochrana životného prostredia. Včelár č.6, s.122.
- Zachar, D., 1982: Vzťahy medzi prostredím a bioprodukciou. In: Vplyv prostredia na fytoprodukciiu. SBS SAV, Bratislava, s.1-11.
- Urban Agriculture Notes, 1994: On-line on World Wide Web since October 15, 1994.

Kontakt:

doc. Ing. Anton Zaujec, CSc.

Katedra pedológie a geológie AF SPU v Nitre

Tr. A. Hlinku 2

949 76 Nitra

zaujec@uniag.sk

PÔDNE MIKROMYCÉTY AKO BIOSORBENTY KOVŮ V PŘÍRODNÝCH EKOSYSTÉMOCH

SOIL MICROMYCETES AS BIOSORBENTS OF METALS IN NATURAL ECOSYSTEMS

¹Alexandra ŠIMONOVICHOVÁ, ²Jaroslav ŠEVC, ²Silvester IRÓ

¹Katedra pedológie PRIF UK, Bratislava

²Geologický ústav PRIF UK, Bratislava

Abstract

Results of the addition of Pb, Cd and Hg to the micromycete species *Trichoderma viride* show biosorption to have occurred. The addition was made with the use of a Sabouraud nutrient medium adjusted to a pH = $4,5 \pm 0,05$ and in the laboratory. Pb, Hg and Cd metals in their soluble forms (PbCl₂, HgCl₂, CdSO₄) and at concentrations of 200, 100 and 50 ppm respectively, were added separately to the medium. The cultivation took place in the dark at laboratory temperature over a period of seven weeks. Once complete the resulting mycelium was dried, weighed and subjected to metal content analysis by AAS. The results showed that the original pH value (pH = $4,5 \pm 0,05$) was changed in all experiments in range of 8,20 - 8,79. Mycelium was evident in the control samples after seven days, and showed a remarkable sporulation by 28 days. At the same time, mycelium growth in the metal samples was only scarce. Despite the fact that the negative influence of the metals expressed itself by macro- and micromorphological changes in the mycelium, the weight gain in the dried mycelium was not remarkably suppressed in comparison with the control sample. The results of analytical assessment of Pb, Hg and Cd contents in the mycelium show differing values with decreasing from Cd towards Pb and Hg. A strict correlation between the metal content originally applied to nutrient medium and its content in the dried mycelium matter is evident only in case of Cd. In the case of Pb and Hg, varying the initial content of the metal did not influence the resulting content in dried matter.

Úvod

Pôda ako prirodzené prostredie mikroorganizmov je charakteristickým ekologickým systémom s autoregulačnými mechanizmami. Stabilnou zložkou každej terestrickej mikrobiocenózy sú pôdne mikroskopické huby – mikromycéty. Ich priemerná abundancia v 1 g zeminy predstavuje 25-50 m mycélia, čo zodpovedá hmotnosti 0,5 - 1,0 mg a povrchu 785 - 1570 mm² (Marendiak a kol., 1987). Svojimi rozmermi tak mikromycéty majú charakter koloidov. Povrchovou plochou vyvolávajú sorpčné javy, ktorými sa živiny uchováajú v pôde a nepodliehajú tak ľahko vymývaniu (Šály, 1978). Mikroskopické huby sú tiež známe biosorbenty rôznych chemických prvkov vrátane ťažkých kovov a iných toxických prvkov (Arnebrandt et al., 1987; Kocianová, Streško, 1999; Luef et al., 1991; Sag et al., 2000; Šimonovičová et al., 1999; Zhou et al., 1991). Rýchlosť adaptácie populácií pôdnych mikromycét sa veľmi približuje rýchlosti znečistenia pôdy ako prírodného systému.

Materiál a metódy

Biosorbciu kovov sme v laboratórnych podmienkach sledovali na druhu mikromycéty *Trichoderma viride*, ktorú sme kultivovali v 100 ml Erlenmeyerových bankách v tekutom živnom médiu podľa Sabourauda. Do objemu 40 ml živného média, ktorého pH bolo upravené pomocou 0,1N a 0,01N HCl na $4,5 \pm 0,05$ boli pridávané kovy v rozpustnej forme ako Pb (PbCl_2), Hg (HgCl_2), Cd (CdSO_4). Použili sme nasledovné koncentrácie:

Pb₁, Hg₁, Cd₁ = 200 ppm;

Pb₂, Hg₂, Cd₂ = 100 ppm;

Pb₃, Hg₃, Cd₃ = 50 ppm.

Takto upravené a o sledované kovy obohatené živné médium sme naočkovali suspenziou spór v pomere 10^{-1} KTJ. Suspenziu spór sme pripravili zo 14-dňovej kultúry pestovanej na šikmom agare podľa Czapeka a Doxa. Na očkovanie sme použili 5 ml suspenzie. Kultivácia druhu *Trichoderma viride* prebiehala v tme, pri laboratórnej teplote po dobu 7 týždňov, kedy bol pokus ukončený. V živnom médiu sme opätovne stanovili pH. Vytvorené mycélium druhu *Trichoderma viride* sme prefiltrovali, premyli redestilovanou vodou a vysušili do konštantnej hmotnosti pri teplote do 40° C. Mycélium sme odvážili a stanovili množstvo nasorbovaného kovu. Porovnávali sme jednak hmotnosť mycélia a pokúsili sme sa aj o kvantifikáciu prvkov biosorbcie analytickým stanovením obsahu Pb, Hg a Cd v mycéliu mikroskopickej huby. Analytickému stanoveniu kovov metódou AAS (odd. Analytickej chémie Geologického ústavu PRIF UK – Ing. V. Streško, PhD.) predchádzal rozklad mycélia v autoklávoch pri teplote 160° C počas 3 hod. v 5 ml koncentrovanej HNO_3 . Po ochladení sa roztok kvantitatívne preniesol do teflonového kelímku, kde po pridaní 5 ml HF prebehlo odparenie do sucha. Po pridaní 3 ml nasýteného roztoku H_3BO_3 a 0,5 ml HNO_3 sme odparovanie do sucha zopakovali. Po pridaní 4 ml redestilovanej H_2O a 0,5 ml HNO_3 prebehlo digero vanie odparku 2 hod. Takto získaný podiel sme preniesli do odmerky o objeme 10 ml na stanovenie. Všetky pokusy sme robili v troch opakovaniach. Vo vyhodnotení uvádzame priemerné hodnoty.

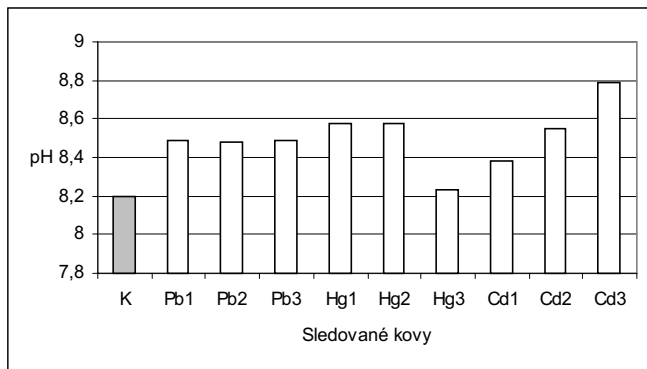
Výsledky a diskusia

Rod *Trichoderma* po prvý raz popísal Person v r. 1794. Dnes identifikujeme 7 druhov tohto rodu, z ktorých je druh *Trichoderma viride* kozmopolitný predstaviteľ pôdnych mikromycét vyskytujúci sa okrem pôdy v rôznych iných biotopoch a ekotopoch (Franková, Šimonovičová, 1999a,b; Franková a kol., 1999; Simmons, Crow, 1995; Šimonovičová, Franková, 1998) s veľmi širokou amplitúdou pH prostredia od 1,5 do 9,0.

Východnou hodnotou pH = $4,5 \pm 0,05$ sme sa chceli priblížiť acidifikovaným pôdam na Slovensku. Po ukončení pokusu sme opätovne stanovovali pH živnej pôdy (Obr. 1). V porovnaní s východnou hodnotou pH = 4,5 vo všetkých variantoch vrátane kontroly sa táto hodnota veľmi výrazne zmenila z kyslej na zásaditú (od 8,20 do 8,79) a to vo všetkých vzorkách vrátane kontroly. Hodnoty pH vzrástli o 3,7 (t.j. 1,82-krát) až o 4,29 (t.j. 1,95-krát). K podobným záverom dospeli aj iní autori (Gharieb et al., 1999), ktorí pracovali napr. s rodom *Fusarium* sp. a zaznamenali úpravu pH živného média z hodnoty 6,0 na 6,7. Na druhej strane, ak použili druh *Penicillium citrinum*, hodnota pH poklesla veľmi výrazne z 6,0 až na 2,7. Znamená

to, že testovaná kultúra mikroskopických húb, t.j. *Trichoderma viride*, *Fusarium* sp., *Penicillium citrinum* produkuje do živného média látku, resp. metabolit, ktorý následne ovplyvní pH média.

Obr. 1. Priemerné hodnoty pH živného média po ukončení pokusu.



Vysvetlivky:

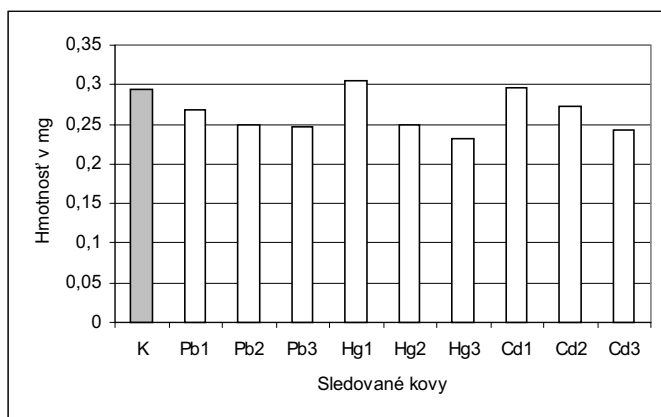
K = kontrolná vzorka;
Pb₁, Hg₁, Cd₁ = 200 ppm
Pb₂, Hg₂, Cd₂ = 100 ppm
Pb₃, Hg₃, Cd₃ = 50 ppm

V kontrolných vzorkách, t.j. bez pridaného kovu, sa mycélium mikroskopickej huby *Trichoderma viride* začalo vytvárať už koncom prvého týždňa. Výraznú sporuláciu kultúry však bolo možné v týchto vzorkách sledovať až po 28 dňoch. V tom istom období vo vzorkách obohatených kovom (Pb₁₋₃, Cd₁₋₃ a Hg₁₋₃) bol nárast mycélia a jeho sporulácia len sporadická.

Negatívny vplyv sledovaných kovov sa v porovnaní s kontrolou prejavil postupnou zmenou makromorfologických a mikromorfologických znakov u druhu *Trichoderma viride*, t.j. od takmer nezmeneného mycélia s dobrou sporuláciou a výraznou pigmentáciou (Pb), po vytvorenie riedkeho vzdušného mycélia so slabou sporuláciou (Cd) až po veľmi riedke mycélium, kde bola sporulácia minimálna (Hg) (Ševc, Šimonovičová, 1999). Napriek týmto negatívnym zmenám však hmotnosť sušiny mycélia v porovnaní s kontrolou nebola výrazne potlačená (Obr. 2). Práve naopak, kov pridaný v množstve 200 ppm (Pb, Hg, Cd₁) ako výrazný stresový faktor, vyvolal výrazný nárast biomasy mycélia v porovnaní s nižšími koncentraciami kovu, t.j. 100 ppm (Pb, Hg, Cd₂) a 50 ppm (Pb, Hg, Cd₃).

Analytické výsledky stanovenia obsahu Pb, Hg a Cd v sušine mycélia mikroskopickej huby druhu *Trichoderma viride* metódou AAS sú rozdielne (Obr. 3). Obsahy jednotlivých kovov klesajú od Cd k Pb a Hg. Jednoznačná korelácia medzi obsahom kovu aplikovaného do živného média a obsahom kovu v sušine mycélia sa ukázala len u Cd. Pri Pb a Hg rôzne obsahy týchto kovov podstatne neovplyvnili ich obsahy v sušine mycélia.

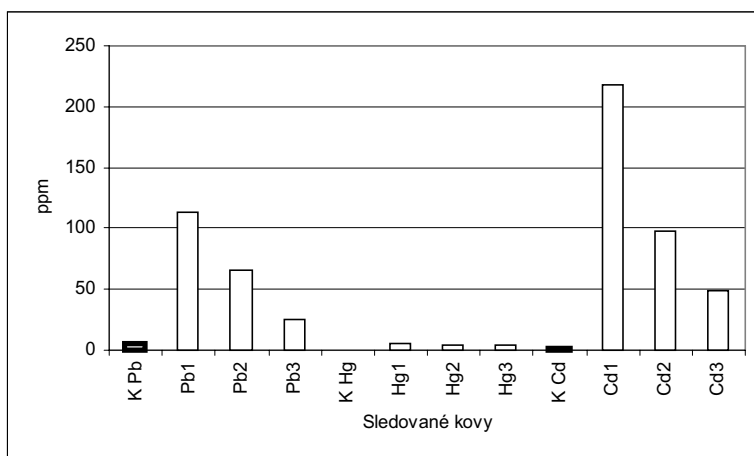
Obr. 2. Priemerná hmotnosť sušiny mycélia v mg druhu *Trichoderma viride*.



Vysvetlivky:

K = kontrolná vzorka;
 Pb₁, Hg₁, Cd₁ = 200 ppm
 Pb₂, Hg₂, Cd₂ = 100 ppm
 Pb₃, Hg₃, Cd₃ = 50 ppm

Obr. 3. Biosorbpcia kovov v ppm mycéliom druhu *Trichoderma viride*.



Vysvetlivky:

KPb, KHg, KCd = množstvo sorbovaného kovu v kontrolnej vzorke
 Pb₁₋₃ = množstvo kovu z prostredia obohateného o Pb
 Hg₁₋₃ = množstvo kovu z prostredia obohateného o Hg
 Cd₁₋₃ = množstvo kovu z prostredia obohateného o Cd

Záver

Množstvo kovov stanovených v sušine mikromycét je ovplyvňované viacerými faktormi:

- rozdielnou prirodzenou schopnosťou biosorbcie Pb, Hg a Cd mikromycéty druhu *Trichoderma viride*;
- produkciou metabolitov alkalickéj povahy, ktoré spôsobujú nielen zmenu hodnôt pH substrátu, ale môžu tiež s týmito kovmi vytvárať rôzne zlúčeniny alebo komplexy rôznej rozpustnosti, ktoré môžu následne ovplyvniť priebeh biosorbcie;
- samotná glukóza ako zložka substrátu v rozmedzí hodnôt pH 3-9 tvorí s Pb, Hg a Cd komplexy (Babčan, Ševc, 1994, 1996, 1997) o rôznej rozpustnosti, ktoré môžu tiež ovplyvniť biosorbciu týchto kovov u druhu *Trichoderma viride*.

Prezentované výsledky poukazujú na ich význam jednak v oblasti pedológie, ale aj na možnosti využitia mikroskopických húb ako prirodzených biosorbentov kovov v rôznych systémoch. Bude nutné pokračovať v experimentoch jednak so zameraním na detekciu a identifikáciu metabolitu produkovaného mikroskopickými hubami, na sledovanie ďalších biotických a abiotických faktorov, ktoré vplývajú na priebeh biosorbcie kovov mikroskopickými hubami. Predpokladáme tiež možnosť variability biosorbcie v závislosti od iného rodu, resp. druhu mikroskopických húb.

Literatúra

- Arnebrandt, K., Baath, E., Nordgren, A., 1987: Copper tolerance of microscopic fungi isolated from polluted and unpolluted forest soil. *Mycologia* 79, 890-985.
- Babčan, J., Ševc, J., 1994: Mercury (Hg II) in systems with natural organic matter. *Ekológia* (Bratislava), 13, 199 – 205.
- Babčan, J., Ševc, J., 1996: Lead (Pb II) in systems with organic compounds. *Ekológia* (Bratislava), 15, 111 – 118.
- Babčan, J., Ševc, J., 1997: Cadmium (Cd II) in systems with organic compounds. *Ekológia* (Bratislava), 16, 203 – 212.
- Franková, E., Šimonovičová, A., 1999a: Význam mycetických deštruentov v procese biodegradácie komunálnych odpadov. In: Fečko, P. (ed.): Recyklace odpadu III. VŠB-TU Ostrava, 9-13.
- Franková, E., Šimonovičová, A., 1999b: Výskyt mikromycétov v životnom prostredí so zreteľom na zdravotné riziká. In: Mikula, I., Matěju, J., Pilipčinec, E., Tkáčiková, Ľ. (eds.): Aktuálne problémy mikrobiológie a imunológie. Bull. čsl. spol. mikrobiol., Košice, 189-190.
- Franková, E., Šimonovičová, A., Bacigálová, K., 1999: Mikroskopické huby izolované z depozitov Slovenského národného múzea v Martine. Bull. Slov. Spoločen., Bratislava, 21: 39-42.
- Gharieb, M.M., Kierans, M., Gadd, G.M., 1999: Transformation and tolerance of tellurite by filamentous fungi: accumulation, reduction, and volatilization. *Mycol. Res.* 103, 299-305.
- Kocianová, M., Streško, V., 1999: Abundancia pôdnych mikroskopických húb ovplyvnená acidifikáciou. In: Ďugová, O., Vizárová, G. (eds.): 2. medzinárodný seminár Život v pôde, Bratislava, 105-107.
- Luef, E., Prey, T., Kubicek, Ch. P., 1991: Biosorption of zinc by fungal mycelial wastes. *App. Microbiol. Biotechnol.* 34, 688-692.

- Marendiak, D., Kopčanová, L., Leitgeb, S., 1987: Poľnohospodárska mikrobiológia. Príroda, Bratislava 433 s.
- Sag, Y., Kaya, A., Kutsal, T., 2000: Short contribution: Lead, copper and zinc biosorption from bicomponent systems modelled by empirical Freundlich isotherm. *App. Microbiol. & Biotechnol.* 53, 3, 338-341.
- Simmons, R.B., Crow, S.A., 1995: Fungal colonization of air filters for use in heating, ventilating, and air conditioning (HVAC) system. *J. Ind. Microbiol.* 14, 41-45.
- Šály, R., 1978: Pôda základ lesnej produkcie. Príroda Bratislava, 235 s.
- Ševc, J., Šimonovičová, A., 1999: Mikroskopické huby rodu *Trichoderma* ako biosorbenty ťažkých kovo. In: Husár, M. (ed.): Medzinárodná konferencia Odpady 1999. Spišská Nová Ves, 175-176.
- Šimonovičová, A., Franková, E., 1998: Mikroskopické huby ako invázne organizmy. In: Antonická, B., Husár, M. (eds.) Zborník referátov z medz. konferencie Odpady 1998. Spišská Nová Ves, 152-156.
- Šimonovičová, A., Forgáč, J., Streško, V., 1999: Koncentrácie toxických prvkov (Cd, Cu, Mn, Pb, Zn a Hg) v mycéliu mikromycét. In: Ďugová, O., Vizárová, G. (eds.): 2. medzinárodný seminár Život v pôde, Bratislava, 41-43.
- Zhou, J. L., Kiff, R. J., 1991: The uptake of copper from aqueous solution by immobilized fungal biomass. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 52, 317-330.

Práca je súčasťou grantovej úlohy VEGA 1/6167/99 a 1/7267/20.

Kontakt:

RNDr. Alexandra Šimonovičová, CSc.
Katedra pedológie PRIF UK
Mlynská dolina B2
842 15 Bratislava

RNDr. Jaroslav Ševc, PhD.
Geologický ústav PRIF UK
Mlynská dolina G
842 15 Bratislava

RNDr. Silvester Iró, PhD.
Geologický ústav PRIF UK
Mlynská dolina G
842 15 Bratislava

VPLYV KONTAMINÁCIE ORTUŤOU NA VYBRANÉ BIOLOGICKÉ VLASTNOSTI PÔD

AN INFLUENCE OF MERCURY CONTAMINATION ON SELECTED BIOLOGICAL SOIL PROPERTIES

Libuša MATÚŠKOVÁ, Ján VOJTÁŠ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava

Abstract

Biological properties of soils could be considered as the most sensitive parameters for the soil hygiene. Four sites for evaluation by mercury polluted soils were investigated. They were chosen in the territory of Central Spiš - close to the village Markušovce near Rudňany site which was heavily loaded by mercury imissions before 1993. The level of Hg contamination was in range 0,35 - 22,0 mg.kg⁻¹. Preliminary results show that mercury compounds present in the soil inhibited CO₂ evaluation and microbial biomass contest. Decreasing activity of the dehydrogenase was not confirmed, but this is a manner solution for next investigation in this branch.

Úvod

Následky znečistenia sa identifikujú v zmenách fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôd a sumárne na ich produkčných a ekologických funkciách. Dôležité je nájsť reprezentatívne údaje o pôde, ktoré by tieto zmeny súhrnne identifikovali. Ukazuje sa, že vybrané biologické vlastnosti môžu mať túto ambíciu. Cieľom riešenia je charakterizovať biologické vlastnosti pôd na pedogeochemicky kontaminovaných pôdach stredného Spiša, overiť dopad kontaminácie na zmeny v biologických vlastnostiach ako identifikátorov znečistenia a poškodenia pôd.

Osobitné postavenie medzi ťažkými kovmi zaujíma ortuť. Ortuť v prírodnom prostredí môže vystupovať v rôznych formách, od ktorých závisí jej bioakumulácia i účinky na prostredie.

Najdôležitejšie formy vystupovania ortuti v prostredí sú:

- * elementárna ortuť (Hg⁰) - je charakterizovaná vysokou prchavosťou a nízkou rozpustnosťou vo vodnom prostredí;
- * dvojmocná anorganická forma ortuti (Hg²⁺) - charakterizovaná vysokou afinitou k mnohým organickým a anorganickým ligandom, najmä ak obsahujú síru vo funkčnej skupine;
- * metylortuť (CH₃Hg⁺) - ktorá je vysoko perzistentná v prostredí, rýchlo sa môže akumulovať v organickej hmote, ale len veľmi pomaly sa odbúrava zo živých organizmov.

Materiál a metódy

Zaujmové územie sa nachádza na severných svahoch Volovských vrchov v časti prechodu do Hornádskej kotliny na vyústení hlbkej a úzkej doliny Rudňanského potoka, orientovanej v smere JV-SZ. Klimatické pomery sú ovplyvňované ich polohou na dne kotliny a prítomnosťou horstva Volovských vrchov. Hlavný podiel na znečistení ovzdušia mali Železorudné bane n. p. Rudňany a Kovohuty n. p. Krompachy. Predmet výskumu je vymedzený katastrálnym územím Markušovce, Matejovce a Poráč.

Výskum biologických vlastností pôd sme začali v októbri 1999. Pôdne vzorky na sledovanie biologických aktivít boli odobraté z ornice z hĺbky 5 až 15 cm.

Na základe priebehu zaťaženia predmetného územia ortuťou boli vybrané štyri odberové miesta s rôznym stupňom zaťaženia. Odber vzoriek bol uskutočnený 20.10.1999 a 17.3.2000 (Tab. 1).

Tab. 1. Zóna znečistenia Hg.

Zóny	Sonda	Hg (mg/kg)
1 zóna	BioA-4	0,353
2 zóna	BioA-3	1,999
3 zóna	BioA-2	10,734
4 zóna	BioA-1	21,230

Biologické a analytické spracovanie vzoriek

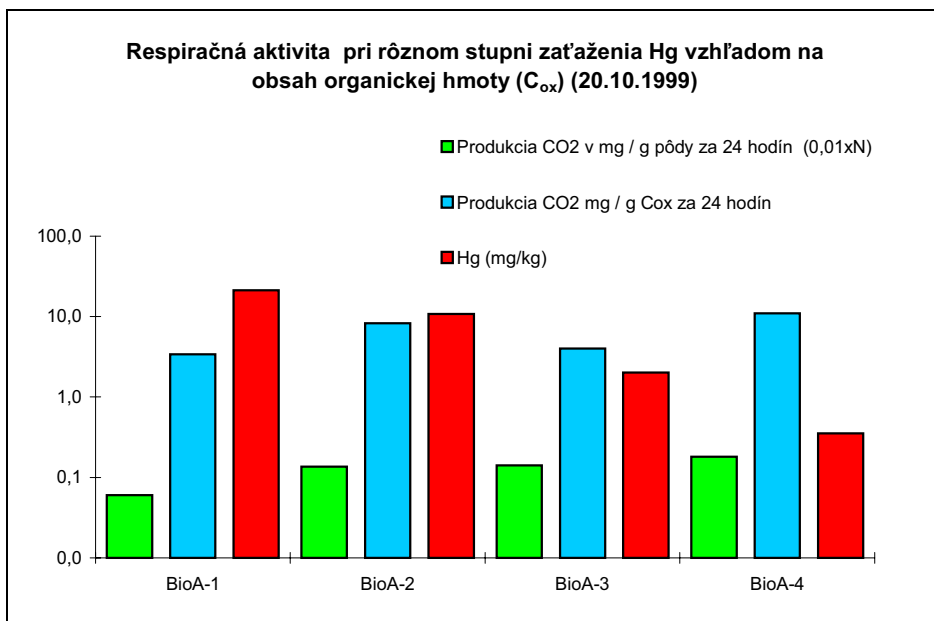
- * stanovenie totálneho obsahu ťažkých kovov v kultivovanej vzorke
- * stanovenie pôdnej reakcie
- * stanovenie C_{ox}
- * stanovenie vlhkosti
- * stanovenie biologickej aktivity
- * stanovenie celkovej biomasy mikroorganizmov
- * stanovenie dehydrogenáznej aktivity mikroorganizmov
- * stanovenie amonizácie a nitrifikácie
- * stanovenie celkového dusíka
- * stanovenie počtu mikroorganizmov (pseudomonády, dusík fixujúce baktérie, celulolytické baktérie, aktinomycéty, vlákňité huby, oligotrofné baktérie, totálne a sporujúce baktérie).

Výsledky a diskusia

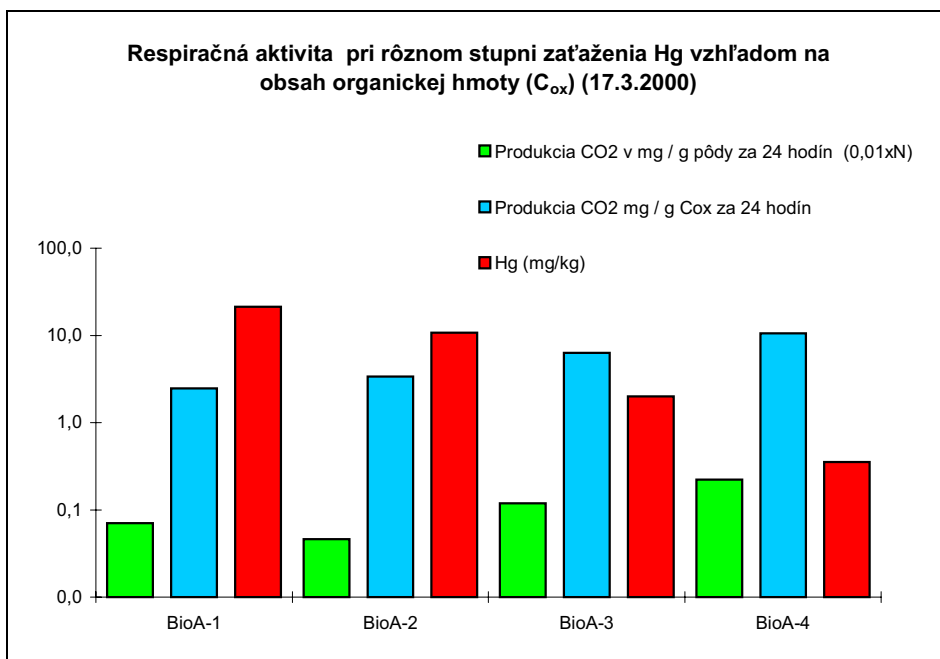
Vzorky pôd boli odobraté z poľnohospodárskych pôd, kde úroveň znečistenia ortuťou sa pohybuje od hodnoty na úrovni A-limitu ($0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$) po C-limit (hodnoty nad 20 mg.kg^{-1}) (Tab.1).

Na obrázkoch 1, 2, 3 a 4 je znázornená biologická aktivita vyjadrená ako produkcia CO_2 v mg.kg^{-1} po 24 hodinách inkubácie.

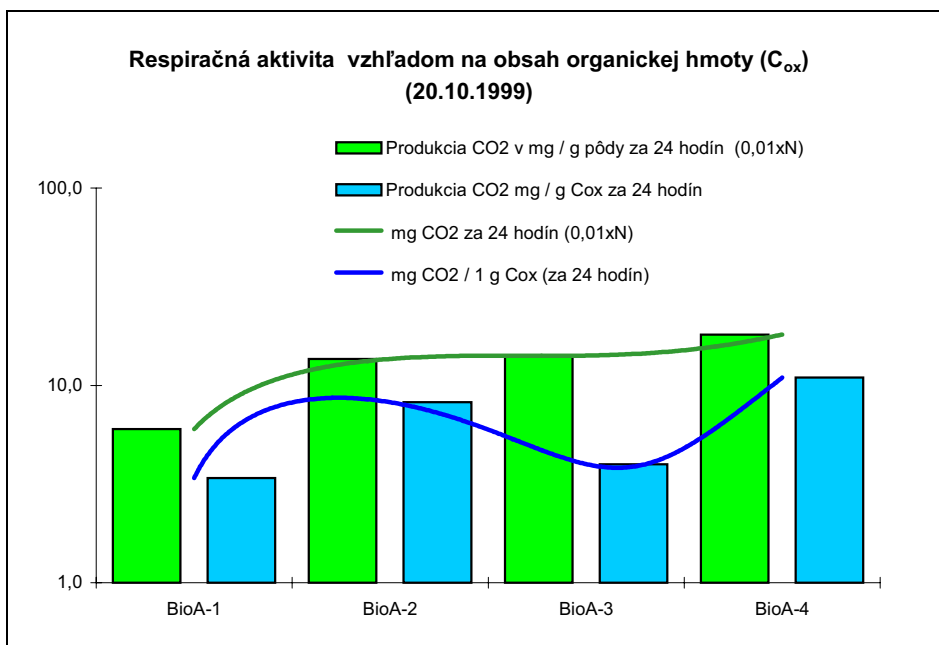
Obr. 1.



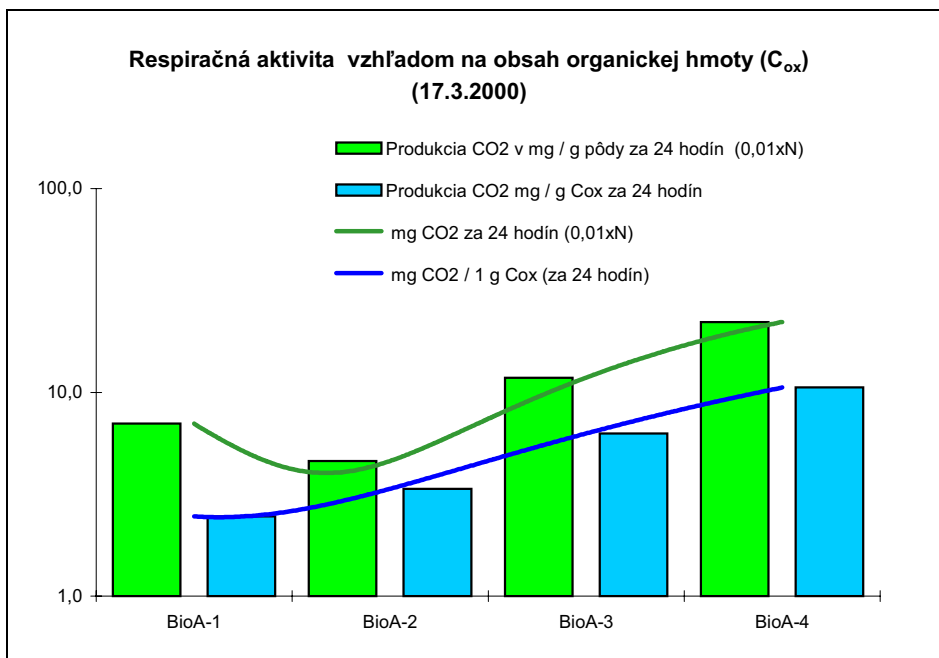
Obr. 2.



Obr. 3.



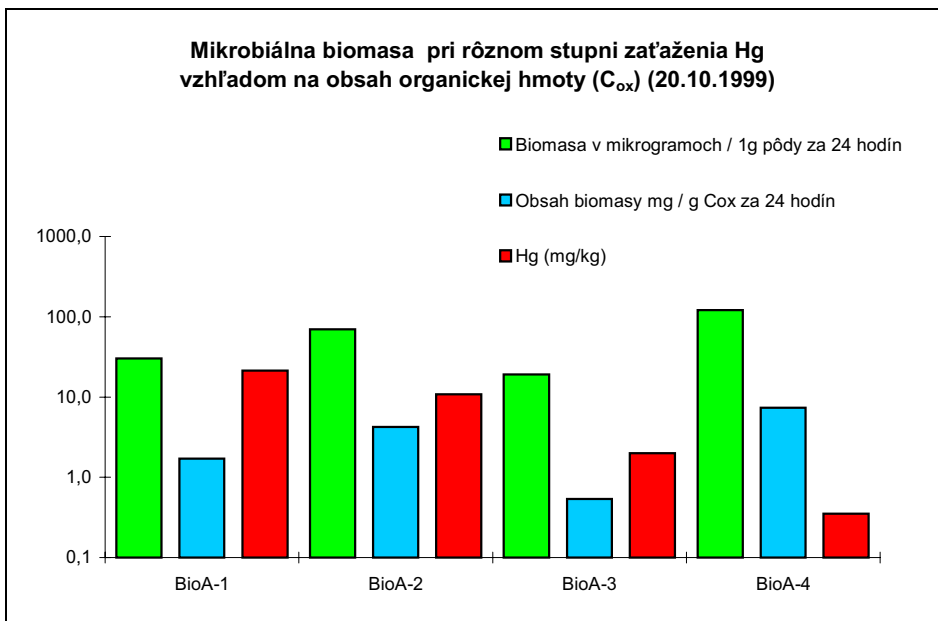
Obr. 4



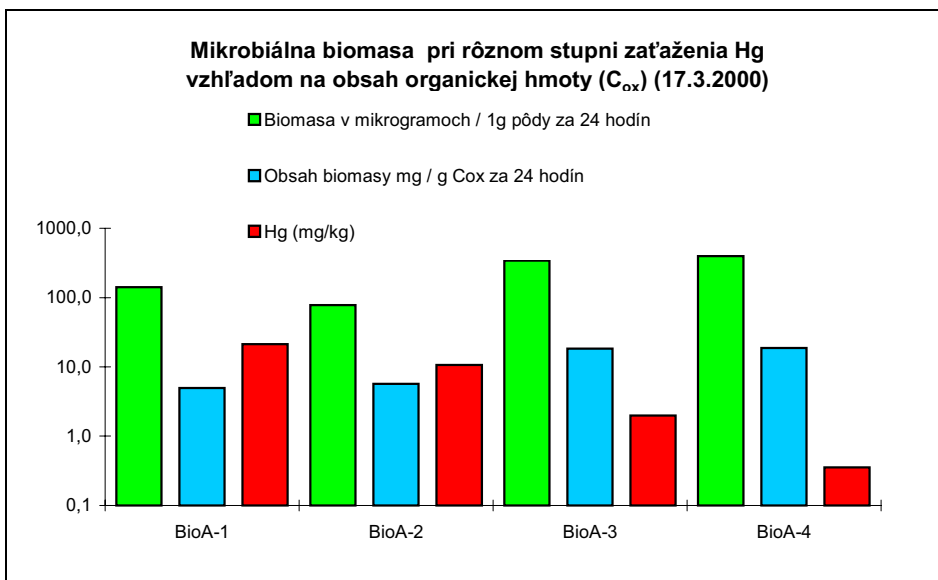
Vo výsledkoch sa prejavuje vplyv zaťaženia ortuťou na tieto respiračné procesy. Pre lepšie posúdenie vplyvu znečistenia sme hodnotu produkcie CO_2 vyjadrili na ekvivalentné množstvo C_{ox} .

Podobný spôsob vyhodnotenia sme použili pri mikrobiálnej biomase (Obr. 5 a 6). Biomasa mikroorganizmov je prepočítaná na C_{ox} , čo výstižnejšie charakterizuje vplyv znečistenia pôd na aktivity mikroorganizmov.

Obr. 5.

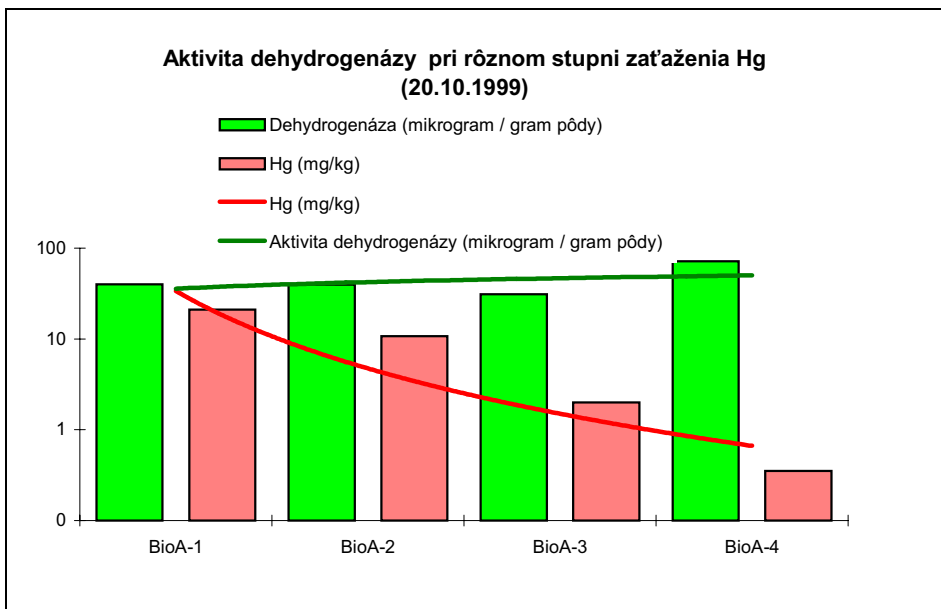


Obr. 6.

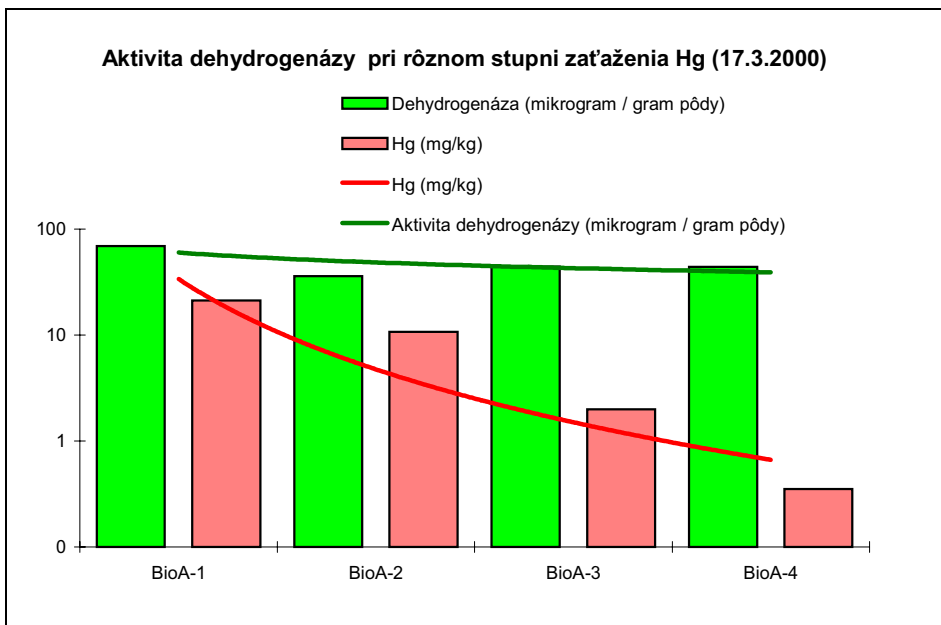


V literatúre sú publikované údaje, v ktorých sa uvádza vplyv kontaminácie na enzymatické aktivity. Jedným z enzýmov, ktoré veľmi citlivo reagujú na znečistenie je dehydrogenáza. Nami zistené údaje však pri znečistení ortuťou zatiaľ tieto zistenia nepotvrdili (Obr. 7 a 8).

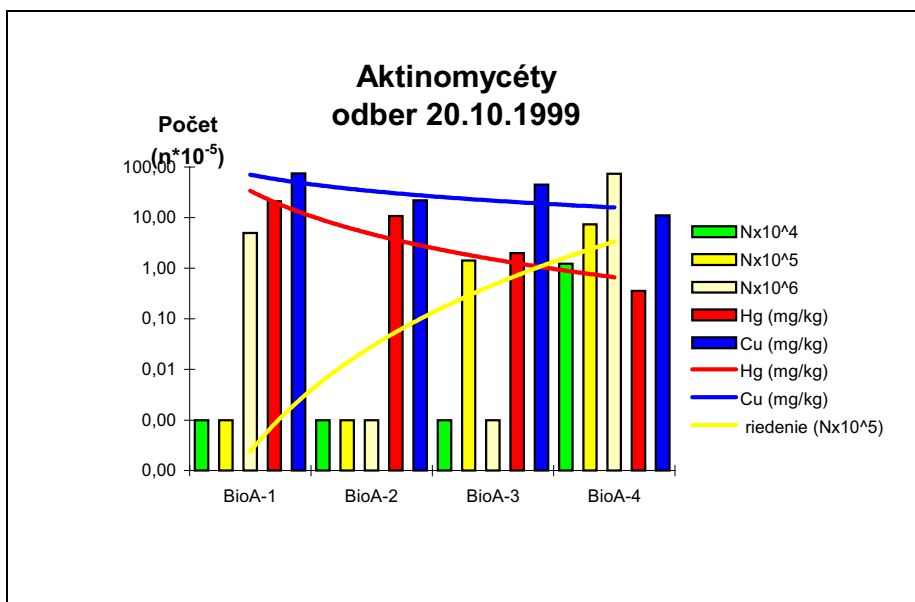
Obr. 7.



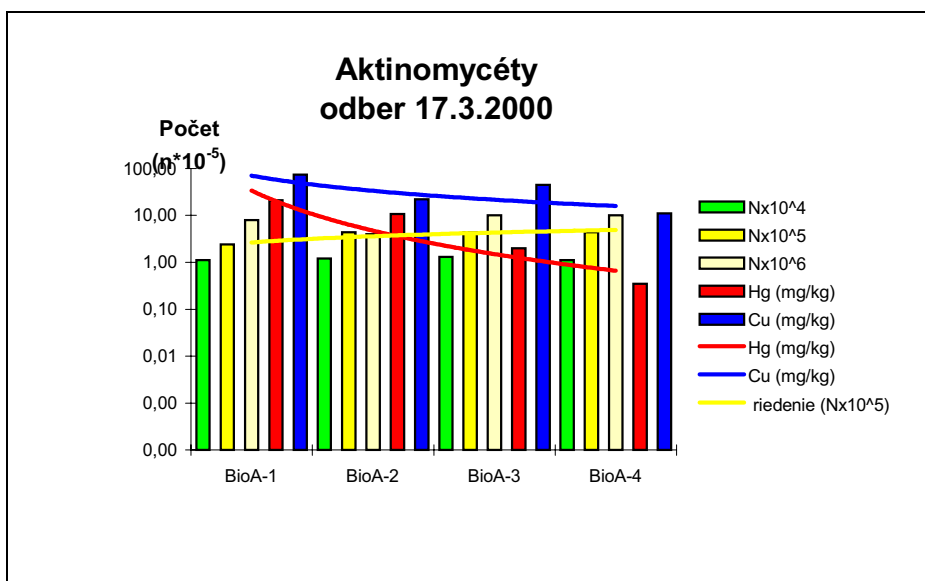
Obr. 8.



Obr. 9.



Obr. 10.



Nitrifikačné procesy patria medzi veľmi citlivé biologické procesy v pôde. Vplyv znečistenia pôdy ortuťou sme zatiaľ nezistili (časovo zatiaľ málo vyhodnotených odberov).

Pôdne mikroorganizmy sa javia ako citlivý indikátor znečistenia pôd. Podľa našich predchádzajúcich zistení počty voľne žijúcich, dusík fixujúcich baktérií sa znižujú v pôdach znečistených ťažkými kovmi. Podobne aj počty vláknitých húb boli výrazne najvyššie v čistých pôdach, pseudomonády a sporulujúce baktérie preukázali rovnaký trend. V našich experimentoch na pôdach znečistených ortuťou sa tento vplyv zatiaľ neprejavil (náznaky sú u aktinomycét) (Obr. 9 a 10).

Záver

Chemikálie akumulované v životnom prostredí zhoršujú podmienky pre činnosť pôdných mikroorganizmov, čím môže byť ovplyvňovaná pôdna úrodnosť a prístupnosť živín.

Znečistenie pôdy je možné určovať presnými chemickými analýzami, ktoré sú náročné na prístrojové vybavenie, ale tieto metódy neumožňujú širšie hodnotenie dopadov znečistenia na biologické aktivity organizmov. Súčasný výskum sa z týchto dôvodov zameriava na identifikáciu znečistenia prostredníctvom sledovania biologických procesov prebiehajúcich v pôde. Výskum tohto druhu sa považuje za veľmi perspektívny s nádejným využitím v poľnohospodárskej a environmentálnej praxi.

Literatúra

- Bielek P., Matúšková L., 1998: Biological properties of polluted and non-polluted soils. Ved. práce VÚPÚ Bratislava, 21.
- Filip Z., 1995: Methods of soil analysis for the research project „Development and evaluation of biological methods for the characterisation of undisturbed or anthropogenically polluted soils“. Langen, Germany.
- Vojtáš J., 1998: Návrh doplnenia kódu bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek pre kontaminované pôdy. Kandidátska dizertačná práca, VÚPU Bratislava.

Kontakt:

*Ing. Libuša Matúšková, CSc.
Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 Bratislava
e-mail: roznavska@vupu.sk*

*RNDr. Ján Vojtáš, CSc.
Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 Bratislava
e-mail: roznavska@vupu.sk*

POROVNANIE AKTIVITY FIXÁCIE MOLEKULÁRNEHO DUSÍKA KULTÚRAMI IZOLOVANÝMI Z KOREŇOVÝCH HLÚZOK *ALNUS GLUTINOSA* A *ALNUS INCANA*

A COMPARISON OF THE MOLECULAR NITROGEN ACTIVITY FIXATION BY CULTURES ISOLATED FROM ROOT BULBS *ALNUS GLUTINOSA* AND *ALNUS INCANA*

Zuzana VIECHOVÁ, Miroslav KROMKA

Prírodovedecká fakulta UK, Katedra pedológie, Bratislava

Abstract

A comparison of nitrogen activity fixation by cultures isolated from bulbs *Alnus glutinosa* and *Alnus incana* can be helpful in further research and use of these wood in some disaster events. Gained results show that inoculates isolated from bulbs *Alnus glutinosa* sampled in Bratislava - Železná Studnička site, have average in one third higher level of nitrogenous activity than inoculates extracted from root bulbs *Alnus incana*. Also above mentioned cultures of *Alnus glutinosa* show ten-times higher level of nitrogenous activity than cultures isolated from bulbs of the same plant species sampled in Závod and Moravský Sv. Ján - Wejmutovky sites. These facts both can be explained due to very good developing root bulbs *Alnus glutinosa* in Bratislava - Železná Studnička site. Trees are regularly washed by water (Vydrlica brook) and in such way supplied by necessary nutrients.

Úvod

Prvé porasty jelšín často tvoria prípravný les pre cieľové dreviny. Pri obnove lesov kalamitných holín na mokradiach, napríklad v Podtatranskej kotline, v Slovenskom rudohorí majú obrovskú hodnotu dve naše dreviny *Alnus glutinosa* a *Alnus incana*. Spomínané dva druhy jelše sú dostatočne známe nielen z hľadiska ich ekologickej valencie, ale i účasťou v rastlinných spoločenstvách. *Alnus glutinosa* má svoje optimum na dolných úsekoch menších tokov do 600 m n. m. na fluvizemiach a to v spoločenstvách *Aegopodio-Alnetum glutinosae* (Šomšák, 1961) a *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* (Lohm, 1957). *Alnus incana* má optimum na stredných úsekoch menších tokov od 600 do 800 m n. m. na fluvizemiach a to v spoločenstvách *Alnetum incanae* (Lüdi, 1921) a *Matteuccio-Alnetum incanae*, *Cardamino-Alnetum incanae* (Šomšák, 1961).

Porovnanie aktivity fixácie dusíka kultúrami, izolovanými z koreňových hlúzok jelše lepkavej a jelše sivej nám môže pomôcť pri ďalšom skúmaní a využití týchto drevín v určitých kalamitných prípadoch.

Materiál a metódy

Odber vzoriek

Skúmané vzorky boli odobraté na štyroch stanovištiach, pričom z lokalít č. 1 až č. 3 boli vzorky odobraté z rastliny *Alnus glutinosa* a z lokality č. 4 boli vzorky odobraté z rastliny *Alnus incana*.

1. lokalita - obec Závod (svah vodného kanála rieky Morava, rastlinné spoločenstvo *Alnion glutinosae*). Koreňové hľúžky boli odobraté z koreňov desaťročnej dreveniny z hĺbky 20 cm pod vodou. Hľúžky boli malé (o priemere 1 - 2 mm), tmavo oranžovo sfarbené.

2. lokalita Moravský Sv. Ján - Wejmutovky (povodie rieky Morava, rastlinné spoločenstvo *Frangulo alni-Quercetum*). V tejto lokalite boli odobraté tri vzorky - prvá z koreňov desaťročnej dreveniny, pričom hľúžky boli sfarbené do oranžova, o priemere 1 - 3 mm. Druhá vzorka bola taktiež odobratá zo samostatnej desaťročnej rastliny, oranžovo sfarbené hľúžky dosahovali priemer 1 - 2 mm. Posledná tretia vzorka bola odobratá z troch až desaťročných výmladkov, hľúžky oranžovo sfarbené, o priemere 1 - 1,5 mm. Všetky vzorky boli odobraté z hĺbky od 5 do 20 cm, pôdny typ podzol arenický s veľmi dobre viditeľným eluviálnym podzolovým E-horizontom pod ochrickým Ao-horizontom.

3. lokalita Bratislava - Železná Studnička (rieka Vydrica, povodie Dunaja, rastlinné spoločenstvo *Aegopodio-Alnetum*). Z miesta boli odobraté dve vzorky - obe z 30 až 40-ročných drevín, rastúcich tesne pri potoku, z povrchu koreňov, ktoré neboli v dobe odberu ponorené vo vode. Hľúžky sa na koreňoch nachádzali vo veľkých, dobre pozorovateľných skupinách, oranžovo sfarbené a dosahovali veľkosť až do 5 mm.

4. lokalita - skúmané vzorky boli odobraté na stanovišti Nálepko - Surovec v nadmorskej výške 790 m n. m. (rastlinné spoločenstvo *Alnetum incanae*) z desaťročnej dreveniny, ktorá rástla na alúviu potoka Surovec.

Spracovanie vzoriek

Hľúžky boli z koreňového systému odobraté zárezom (buď samotné hľúžky, alebo s kúskami koreňa - do 2 cm), dôkladne premyté pod tečúcou vodou, následne viackrát premyté destilovanou vodou a dezinfikované podľa metodiky Šaraj et al. (1982) dezinfekčnými roztokmi. Následne boli sterilne prenesené v množstve 1g na Petriho misky so živnou pôdou MPA a Asbyho agarom (Oberhauserová et al., 1999), čím bol vyprovokovaný rast sprievodnej mikroflóry. Po 14-tich dňoch kultivácie v kultivačnom boxe pri teplote 24° C podľa metodiky Pariskaja et al. (1982) boli časti hľúžok preverené na sterilnosť, rozotrené v tretej miske v kvapalnej živnej pôde Rogersa - Wolluma. Následne sme prvotnú suspenziu (1 g hľúžok na 10 ml živnej pôdy) až riedenie (10-2, 10-3, 10-4, 10-5 a 10-6 násobne) v živnej pôde Rogersa - Wolluma naočkovali na Petriho misky s tou istou agarovou živnou pôdou. Po ďalších 14-tich dňoch kultivácie boli aktívne kolónie preočkované do ampuliek s objemom 20 ml na zošikmenú agarovú živnú pôdu Rogersa - Wolluma, kde po 14-tich dňoch kultivácie v kultivačnom boxe bola stanovená nitrogeázna aktivita metódou redukcie acetylénu dusíka (Hardy et al., 1967). Následne bola v jednotlivých ampulkách stanovená mikrobiálna biomasa podľa metodiky Panikova et al. (1986) a objem plynnej fázy.

Výsledky a diskusia

Z každej lokality boli vyselektované štyri najaktívnejšie inokuláty. Hodnoty nitrogeáznej aktivity, ktoré sú zaznamenané v Tab. 1, boli namerané v kultúrach, vyselektovaných z hľúžok koreňovej sústavy *Alnus glutinosa* a dosahovali 3,606 mMC2H4.hod-1.mgCbio-1 (obec Závod) až 140,015 mMC2H4.hod-1.mgCbio-1 (Bratislava - Železná Studnička, vzorka č. S102). V Tab. 2 (obec Nálepko -

Surovec) sú uvedené hodnoty nitrogenáznej aktivity bakteriálnych kultúr, získaných z hľúžok koreňovej sústavy *Alnus incana*. Tieto hodnoty sa pohybujú od 46,065 mMC₂H₄.hod-1.mgC_{bio}-1 do 68,568 mMC₂H₄.hod-1.mgC_{bio}-1 (vzorka č. N138). Porovnanie nitrogenáznej aktivity medzi najaktívnejšími kultúrami získanými z *Alnus glutinosa* a *Alnus incana* je znázornené v grafe 1.

Z tabuliek i grafu jednoznačne vyplýva, že najvyššie hodnoty nitrogenáznej aktivity dosahovali kultúry, izolované z koreňových hľúžok rastliny *Alnus glutinosa*. Pri tomto najvyššie hodnoty prejavovali inokuláty, izolované z hľúžok odobratých v lokalite Bratislava - Železná Studnička - v priemere predstavovali 88,556 mMC₂H₄.hod-1.mgC_{bio}-1. Priemerné hodnoty nitrogenáznej aktivity kultúr, izolovaných z koreňových hľúžok *Alnus incana*, dosahovali 56,712 mMC₂H₄.hod-1.mgC_{bio}-1. Tu však musíme poukázať na fakt, že hodnoty nitrogenáznej aktivity u inokulátov, izolovaných z hľúžok *Alnus glutinosa* z prvých dvoch lokalít - obec Závod a Moravský Sv. Ján - Wejmutovky, sa pohybovali na veľmi nízkej úrovni - v priemere dosahovali 6,239 mMC₂H₄.hod-1.mgC_{bio}-1, čo i v porovnaní s nitrogenázou aktivitou, nameranou u inokulátov *Alnus incana* predstavuje veľmi nízke hodnoty.

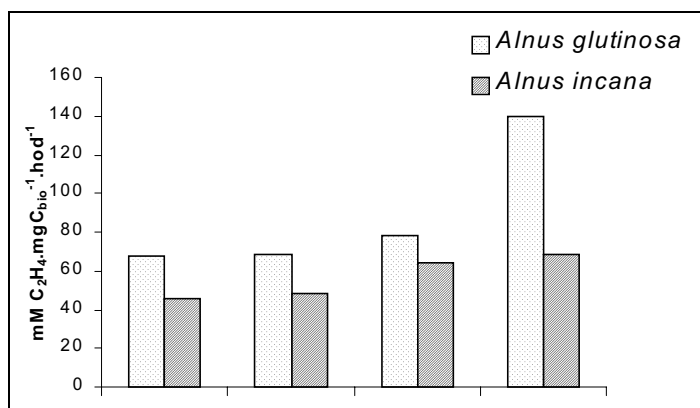
Tab. 1. Nitrogenázna aktivita stanovená v najaktívnejších kultúrach, izolovaných z koreňových hľúžok *Alnus glutinosa*.

Názov lokality	Číslo vzorky	biomasa mgC.ampula ⁻¹	mMC ₂ H ₄ .hod ⁻¹ mgC _{bio} ⁻¹
Moravský Sv. Ján - Wejmutovky	M203	0,803	4,472
	M463	0,821	5,079
	M201	1,141	7,357
	M304	0,981	8,864
obec Závod	Z101	0,937	3,606
	Z104a	0,998	5,995
	Z102	1,171	6,845
	Z103a	1,120	7,692
Bratislava - Železná Studnička	S121	1,000	67,353
	S201	1,029	68,654
	S232	0,617	78,202
	S102	0,628	140,015

Tab. 2. Nitrogenázna aktivita stanovená v najaktívnejších kultúrach, izolovaných z koreňových hľúžok *Alnus incana*.

Názov lokality	Číslo vzorky	biomasa mgC.ampula ⁻¹	mMC ₂ H ₄ .hod ⁻¹ mgC _{bio} ⁻¹
obec Nálepko - Surovec	N134	1,209	46,065
	N135	2,556	47,995
	N131o	1,282	64,220
	N138	1,120	68,568

Graf 1: Porovnanie nitrogenáznej aktivity medzi najaktívnejšími kultúrami izolovanými z koreňových hľúzok *Alnus glutinosa* a *Alnus incana*.



Záver

Zo získaných výsledkov môžeme konštatovať, že inokuláty získané z hľúzok *Alnus glutinosa*, ktoré boli odobraté v lokalite Bratislava - Železná Studnička, prejavujú v priemere o tretinu vyššie hodnoty nitrogenáznej aktivity ako inokuláty, ktoré boli vyselektované z koreňových hľúzok rastliny *Alnus incana*. Taktiež tieto kultúry prejavujú viac ako desaťnásobne vyššie hodnoty nitrogenáznej aktivity v porovnaní s kultúrami, ktoré boli vyselektované z hľúzok rovnakého rastlinného druhu, odobratých v lokalitách obec Závod a Moravský Sv. Ján - Wejmutovky. Oba tieto fakty môžeme zdôvodniť tým, že hľúzky z koreňov *Alnus glutinosa* v lokalite Bratislava - Železná Studnička boli veľmi dobre vyvinuté. Rastliny v tejto lokalite sú pravidelne obmývané vodou (v danom prípade je to potok Vydrlica) a tým i zásobované potrebnými živinami. Taktiež boli vodou (potok Surovec) a živinami zásobované koreňové hľúzky rastliny *Alnus incana* v lokalite Nálepko - Surovec, i keď už nie v takej miere, ako v lokalite č. 3. Hľúzky, odobraté z rastlín *Alnus glutinosa* v obci Závod boli dlhodobo ponorené pod vodou a vyvíjali sa bez prístupu kyslíka. Rastliny v lokalite Moravský Sv. Ján - Wejmutovky rástli v lese a keďže ich koreňový systém nebol pravidelne obmývaný vodou, ani hľúzky neboli v takej vysokej miere zásobované živinami. Pri porovnávaní dosiahnutých výsledkov nitrogenáznej aktivity v kultúrach, získaných z hľúzok *Alnus glutinosa* a *Alnus incana* je potrebné zohľadniť i aspekt nadmorskej výšky.

Literatúra

- Hardy, R.W.F., Holsten, R.D., Jackson, E.K., Burns, R.C., 1967: The acetylene-ethylene assay for N₂ - fixation. Laboratory and field evaluation. Pl. Physiol., 43, N° 20, p.1185 - 1207.
- Obernauerová, M., Gbelská, Y., 1999: Cvičenia z mikrobiológie. UK, Bratislava, 92s.
- Panikov, N.S., Palejeva, M.V., 1986: Otnositel'nyj vklad gribov v summarnuju biomasu i aktivnost' soobščestva počvennyh mikroorganizmov. Mikologija i fitopatologija, t. 20, N° 6, p.466 – 473.

- Pariskaja, A.N., Novik, S.N., Agre, N.S., Kalakuckij, L.V., 1982: Nokardija, vydelennaja iz azotfixirujuščich klubeňkov na korňach seroj i čornoj ol'chi. Nauka, Mikrobiologija, t. 51, vyp. 1, Moskva, p.130 - 134.
- Šaraja, L.S., Tapytkova, S.D., Pariskaja, A.N., Kalakuckij, L.V., 1982: Osobennosti žiznennovo cikla aktinomiceta, vydelennovo iz kornevych klubeňkov Alnus incana. Nauka, Mikrobiologija, t. 51, vyp. 4, Moskva, p. 657 - 663.

Kontakt:

*RNDr.Zuzana Viechová
Katedra pedológie PRIF UK
Mlynská dolina
842 15 Bratislava*

e-mail: pedologia@fns.uniba.sk

*RNDr.Miroslav Kromka, CSc.
Katedra pedológie PRIF UK
Mlynská dolina
842 15 Bratislava*

e-mail: pedologia@fns.uniba.sk

Antropizácia pôd V.

(Zborník referátov z vedeckého seminára s medzinárodnou účasťou)

© Editor: RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

Zodpovedný redaktor: Ing. Pavel Jambor, CSc.

Technický redaktor: Ing. Alexander Šúbert, CSc.

Návrh obálky: Štefan Moro

Vydal: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Bratislava, Gagarinova 10

Tlač: Edičné stredisko Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany
pôdy Bratislava, Gagarinova 10

Počet strán: 97

Náklad: 100

Prvé vydanie, 2000.

Texty neprešli jazykovou úpravou

ISBN 80-85361-79-5