



Výskumný ústav pôdoznavectva
a ochrany pôdy, Bratislava



SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA

DRUHÉ PÔDOZNALECKÉ DNI v SR

(vedecká konferencia pôdoznalcov
Slovenska s medzinárodnou účasťou)

Jaroslava Sobocká, Pavel Jambor (Eds.)

16. – 18. jún 2003

Stará Lesná, Vysoké Tatry

Kongresové centrum ACADEMIA

Content

PAVOL BIELEK	Úloha pôdy v nových socio-politických a ekonomických podmienkach The Role of the Soil in a New Social-Political and Economical Conditions 9 (Hlavný referát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických a ekonomických podmienkach)
JURAJ HRAŠKO	Sú pedogenetické koncepcie prežitkom? Are Pedogenetic Concepts as an Anachronism? 13 (Koreferát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických a ekonomických podmienkach)
JÚLIUS ŠÚTOR	Súčasný stav a perspektívy hydrologie pôdy vo vzťahu k pedológii Contemporary Soil Hydrology Aspects and their Relationship to Pedology 19 (Koreferát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických a ekologických podmienkach)
BOHDAN JURÁNI	Perspektívne smery vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd na Slovensku Perspective Trends in Soil Classification and Land Evaluation Development in Slovakia 27 (Hlavný referát k téme II. Pôdy progresívne metódy výskumu, klasifikácie a hodnotenia)
JAROSLAVA SOBOCKÁ	Inovačné metódy a technológie pôdneho prieskumu, klasifikácie a hodnotenia pôd Innovation Methods and Technologies for Soil Survey, Classification and Assessment 31 (Koreferát k téme II. Pôdy - progresívne metódy výskumu, klasifikácie a hodnotenia)
VILIAM PICHLER	Súčasný stav a perspektívy výskumu a hodnotenia lesných pôd z hľadiska ich produkčnej, ekologickej a environmentálnej funkcie A Preset Status and Perspectives of Forest Soils Survey and Assessment in Aspect of their Production, Environmental and Ecological Function 41 (Koreferát k téme II. Pôdy - progresívne metódy výskumu, klasifikácie a hodnotenia)
EDUARD BUBLINEC, JURAJ GREGOR	Kvalita pôdy v súčasných environmentálnych podmienkach Slovenskej republiky Soil Quality in the Present Environmental Conditions of Slovak Republic 49 (Hlavný referát k téme III. Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach)
OTHMAR NESTROY	Soil in the Present Environment Conditions from the Austrian Point of View Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach z rakúskeho hľadiska 55 (Koreferát k téme III. Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach)
GYÖRGY VÁRALLYAY	Soil Aspects of the Sustainable Use of Agro-ecosystems in Hungary Pôdne aspekty trvale udržateľného využívania agroekosystémov v Maďarsku 61
ZDENĚK FILIP	Significance of Microbial Biomass in Natural and Contaminated Soils Význam mikrobiálnej biomasy v prírodných a kontaminovaných pôdach 73 (Hlavný referát k téme IV. Produkcia biomasy a jej význam pre pôdu)
ANTON ZAUJEC	Rastlinné zvyšky a ich rozklad v pôde Plant Residues and their Decomposition in Soil 81 (Koreferát k téme IV. Produkcia biomasy a jej význam pre pôdu)

BARBORA BADALÍKOVÁ, JAN HRUBÝ	Revitalizace půd kontaminovaných ropnými látkami pomocí biokompostů a pěstování netradičních plodin Revitalization of Soils Contaminated by Mineral Oils by Means of Biocomposts and Non-traditional Crops Growing	91
JURAJ BALKOVIČ, VLADIMÍR HUTÁR	Klasifikácia fyzikálno-chemických vlastností ornice v regióne Trnava s použitím metódy fuzzy k-means Classification of Physical-chemical Ploughing Horizon Properties in the Trnava Region Using Fuzzy k-means Method	97
GABRIELA BARANČÍKOVÁ, MIKULÁŠ MADARAS	Pokus o hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd – transformácia organických kontaminantov An Attempt for Extraproductional Soil Functions Assessment - Trasformation of Organic Contaminants	105
RADOSLAV BUJNOVSKÝ	Environmentálne aspekty hodnotenia a využívania pôd Environmental Aspects of Soil Evaluation and Utilization	111
JANA DUFKOVÁ, FRANTIŠEK TOMAN	Erodivatelnost půdy větrem na pozemcích ŠZP Žabčice Soil Erodibility by Wind in Žabčice Location	119
MICHAL DŽATKO	Atribúty progresívneho vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd Attributes of Progressive Soil Classification and Assessment Development	125
ALFONZ GAJDOŠ	Antropicky vytvorené horné okraje lesov v Starohorských vrchoch vo vzťahu k lesným pôdno-ekologickým jednotkám Anthropically Formed Upper Forest Margins in the Mountains Starohorske Vrchy in Relationship to Forest Pedo-Ecological Units	129
ERIKA GÖMÖRYOVÁ	Niektoré súvislosti medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami Some Dependence between Soil and Climatic-Topographic Characteristics	135
ERIKA GÖMÖRYOVÁ	Mikrobiálna aktivita pôdy v bukovom ekosystéme – jej časová a priestorová premenlivosť Soil Microbial Activity in the Beech Ecosystem – its Temporal and Spatial Variability	141
JÁN HALAS, MONIKA GUTTEKOVÁ, TADĚAŠ LITAVEC	Limitující faktory vo vzťahu k zúrodňovaniu poľnohospodárskej pôdy Limiting Factors in Relationship to Farmland Fertilization	147
JAN HORÁČEK, ROSTISLAV LEDVINA, JIŘÍ STACH, VĚRA ČECHOVÁ, JIŘINA HŘEBEČKOVÁ	Zhutňování půdy v půdoochranných systémech jejího zpracování Soil Compaction in the Systems of Soil Conservation and its Tillage Technologies	159
BEATA HOUŠKOVÁ	Kompakcia pôdy a určenie jej zraniteľnosti voči kompaktii Soil Compaction and Determination of its Susceptibility to Compaction	167
BLANKA ILAVSKÁ	Indikátory potenciálnej erózie pôdy Indicators of Potential Soil Erosion	177
PAVEL JAMBOR	Problémy efektívnej ochrany pôdy Problems of Effective Soil Conservation	183
JANA JANDERKOVÁ, JAN SEDLÁČEK	Dokončení edice půdních map ČR 1 : 50 000 Final Soil Map Edition of Czech Republic in the Scale 1:50,000	189

MARTIN KOČÁREK, JOSEF KOZÁK, OLDŘICH VACEK, KAREL NĚMEČEK	Mobilita chlortoluronu ve vybraných půdních typech ČR Chlorotolurone Mobility in selected Soil Types of Czech Republic	193
JÁN KUKLA	Stav pôd v prírodnej rezervácii Chynoranský luh A Soil Status in the Natural Reservation Chynoranský Meadow	201
RICHARD LAZÚR	Jednoduchá metóda na určenie vzdialenosti translokácie pôdnej hmoty orbou v poľných podmienkach A Simple Method for Determination of Soil Mass Translocation Distance by Ploughing in Field Conditions	209
JÁN MACHAVA	Vzťahy medzi pôdou a smrekom po niekoľkoročnej záťaži imisiami ťažkých kovov v lesom ekosystéme Relationships between Soil and Spruce after Many Years of Heavy Metal Imission Load in Forest Ecosystem	217
JARMILA MAKOVNÍKOVÁ	Hliník v pôdach Slovenska Aluminium in the Soils of Slovakia	227
JARMILA MAKOVNÍKOVÁ, GABRIELA BARANČÍKOVÁ, MIKULÁŠ MADARAS, MARTINA KLUČÁKOVÁ, MILOSLAV PEKAŘ	Využitie sorpčných vlastností humínových kyselín pre environmentálne účely Česko-slovenský projekt VTS, číslo 202/145 Use of Humic Acids Sorption Properties for Environmental Properties Czech-Slovakian Project VTS, No. 202/145	233
RASTISLAV MATI, BOŽENA ŠOLTYSOVÁ, DANA KOTOROVÁ	Zhodnotenie vplyvu systému hospodárenia na vlastností pôd VSN The Water Supply in the Soil Aeration Zone of Heavy Soils on the East Slovakian Lowland and its Courses	239
RASTISLAV MATI, JOZEF IVANČO, DANA PAVELKOVÁ	Chod zásob vody v zóne aerácie ťažkých pôd na Východoslovenskej nížine The Water Supply in the Soil Aeration Zone of Heavy Soils on the East Slovakian Lowland and its Courses	245
SVATOPLUK MATULA, RADKA KODEŠOVÁ, PAVEL KŘIVOHLAVÝ, HELENA KOZÁKOVÁ	Fyzikálne a numerické modelovanie vzťahu pôda – voda Physical and Numerical Modeling of Soil – Water Relationship	251
LIBUŠA MATUŠKOVÁ, JÁN VOJTÁŠ	Odolnosť poľnohospodárskych pôd Slovenska voči kontaminácii Farmland Resistance to Soil Contamination of Slovakia	259
JOZEF MINĐÁŠ, PAVEL PAVLENDÁ	Nové trendy v mapovaní kritických záťaží lesných pôd na Slovensku New Trends in Mapping of Critical Loads in Forest Soils of Slovakia	265
LENKA MLÁDKOVÁ, LUBOŠ BORŮVKA, ONDŘEJ DRÁBEK	Půdní charakteristiky imisní oblasti Jizerské hory Soil Characteristics in the Imission Region Jizerské hory	271
JAN NĚMEČEK, ELIŠKA PODLEŠÁKOVÁ, RADIM VÁCHA	Přístupy k řešení limitních hodnot stopových prvků k ochraně transferové cesty půda – rostlina Approaches to the Solution of Trace Elements Limiting Values for the Transfer Pathway Soil – Plant	279
JAN NĚMEČEK, JOSEF KOZÁK	Půdní mapa České republiky 1:250 000 v systému SOTER Soil Map of Czech Republic 1:250,000 in the SOTER System	283
OTHMAR NESTROY	Pôda a spoločnosť Soil and Society	287

KATARÍNA NOVÁKOVÁ, VLADIMÍR PÍŠ, ŠTEFAN REHÁK	Pôdne parametre ovplyvňujúce zraniteľnosť podzemnej vody Soil Parameters Affecting Ground Water Vulnerability	295
JIRÍ OBRŠLÍK, JANA UHLÍŘOVÁ	Antropogenní vlivy v podhůří Ždánického lesa Anthropogenic Influences in Submontane Ždánický les	303
ALENKA PARAČKOVÁ	Rad pôd vo východnej časti Belianskych Tatier (Muráň a okolie) A Soil Catena in Eastern Part of Belianske Tatry Mts. (Muráň and its Surrounding)	307
PAVEL PAVLENDÁ, JOZEF IŠTOŇA	Zmeny reakcie pôd horských oblastí a ich vplyv na lesné spoločenstvá Soil Reaction Changes in Mountain Regions and their Influence on Forest Communities	315
VÍT PENÍŽEK	Aplikace vybraných metod GIS a geostatistiky na půdní poměry okresu Tábor Application of Selected GIS and Geostatistics Methods on Soil Conditions of the District Tábor	321
JOSEF PETRUŠ, RADOVANA RYSKOVÁ, PETR SLAVÍK	Kontaminace půd intravilánu města Brna rizikovými prvky, polycyklickými aromatickými uhlovodíky a polychlorovanými bifenyly Intravilane Soil Contamination in the Brno City by Risk Elements, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Bifenyls	327
EDUARD POKORNÝ, OLGA DENEŠOVÁ, RADOMÍRA STRÁLKOVÁ	Reálná aberace chemických vlastností orníc střední Moravy An Actual Aberration of the Chemical Properties of Topsoil in Central Moravia	337
ALOIS PRAX, VÍTĚZSLAV HYBLER	Problematika revitalizace říčních niv a jejich vlhkostního režimu Problem of Fluvial Alluviums Revitalization and their Water Regime	343
MARCELA ROHOŠKOVÁ	Posouzení kvality půdní struktury v různě rekultivovaných výsypkových zeminách Assessment of Soil Structure Quality in Various Recultivated Waste Dumps	349
MILAN SÁŇKA, JAN NĚMEČEK, ELIŠKA PODLEŠÁKOVÁ, S. BENEŠ, RADIM VÁCHA, I. HAUPTMAN	Návrh systému limitních hodnot obsahů rizikových látek v půdách v ČR A Proposal of Risk Element Limit Contents System in Soils of Czech Republic	357
BOŘIVOJ ŠARAPATKA, LIBOR RAK	Vegetační úpravy na extrémních stanovištích po těžbě šterkopísku s využitím hydroabsorbentů Vegetation Treatments on Extreme Sites after Sand-gravel Exploitation Using Hydrosorbents	363
JANA SKALOVÁ	Aplikácia pedotransferových funkcií pri simulácii procesov prebiehajúcich v nenasýtenej zóne pôdy The pedotransfer Functions Application by Simulation of Processes in Unsaturated Soil	367
MILUŠE ŠMEJKALOVÁ, HANA ŠANTRŮČKOVÁ, EVA UHLÍŘOVÁ	Porovnání mikrobiální aktivity různých půdních typů evropské části sibiřské tajgy A Comparison of Microbial Activity of Various Soil Types in European Siberian Taiga	375
MAGDALÉNA SOROKOVÁ– PICHLEROVÁ	Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy v smrekovom a bukovom ekosystéme Ecological Classification of the Soil Moisture in Spruce and Beech Ecosystem	381

JÁN STYK	Využitie satelitných obrazových záznamov pri monitoringu erózie pôd (ako súčasť ČMS – Pôda) Use of Satellite Images for Soil Erosion Monitoring (as a Part of the Partial Monitoring System – Soil)	387
BOHUMIL ŠURINA	Komparácia pôdných jednotiek v taxonómiách MKSPS-2000 a WRB-1998 Comparison of Soil Units in Taxonomies MSCSS-2000 and WRB-1998	393
ANNA ŚWIERCZ	Changes in the Properties of Podzol Soils Influenced by Alkaline Pollution (Administrative District: Świętokrzyski, Poland) Zmeny vo vlastnostiach podzolových pôd pod vplyvom alkalického znečistenia (okres Swietokrzyski, Poľsko)	405
ZDENĚK TOMIŠKA	Produkční schopnost půd ve vztahu k jejich genesi a klimatu Soil Productivity Potential in Relationship to their Genesis and Climate	409
STANISLAV TORMA	Variabilita základných chemických vlastností pôdy a úroda ozimnej pšenice v rámci honu The Variability of Basic Chemical Soil Properties and Winter Wheat Yield in Framework of One Field	417
RADIM VÁCHA, ONDŘEJ POLÁČEK, VĚRA HORVÁTHOVÁ	Vliv povodní v roce 2002 na hygienický stav půd Floods in 2002 and Their Effect on Soil Hygienical Status	423
ZDENĚK VAŠKŮ	Základní hydrologicky a vodohospodářsky účinné prvky a útvary zemědělské krajiny a inženýrské infiltrační schopnost půdního prostředí Basic Hydrologically and Hydro-economically Effective Elements and Formations of Farmland and Influx-Infiltration Capacity in Soils	433
ZDENĚK VAŠKŮ, KAREL MAŠÁT	Aktualizace půdního ekologického průzkumu v České republice Soil Ecological Survey Actualization in Czech Republic	443
ZUZANA VIECHOVÁ, MARTINA UHRINOVÁ, MIROSLAV KROMKA	Abundancia mikroorganizmov a nitrogenáza aktivita v koreňovom systéme rastlín (kataster obce Nálepkovo) Microorganism Abundance and Nitrogenase Activity in Plant Root System (Cadastre of Nalepkovo Village)	447
JOZEF VILČEK	Kategorizácia poľnohospodárskych pôd z hľadiska produkcie biomasy rastlín Farmland Categorization from the View Point of Plant Biomass Production	453
KAREL VOPLAKAL	The Content of Phosphoric Acid, its Fractional Composition and its Changes in the Main Soil Types of Czech Republic Obsah kyseliny fosforečnej, jej frakčné zloženie a zmeny v hlavných pôdnych typoch Českej republiky	459
JAN VOPRAVIL	Erodovatelnost půd ČR vyjádřená faktorem K Soil Erodibility in Czech Republic Expressed by K-factor	465
JAROSLAVA VRÁBLÍKOVÁ, PETR VRÁBLÍK, JAKUB JENIŠTA, JIŘÍ VYSOKÝ	Zkušenosti s obnovou krajiny po těžbě uhlí Experience with Land Restoration after Mining Activities	467

Úloha pôdy v nových socio-politických a ekonomických podmienkach

The Role of the Soil in a New Social-Political and Economical Conditions

(Hlavný referát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických
a ekonomických podmienkach)

Pavol BIELEK

*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 827 13 Bratislava Gagarinova 10,
Slovenská republika, e-mail: bielek@vupu.sk*

Abstrakt

Vývoj názorov na pôdu uprednostňuje jej vnímanie ako multifunkčného zdroja s medziodvetvovými účinkami. Treba identifikovať a popísať nielen pozitívne funkcie pôdy, ale aj jej možné negatívne vplyvy, a to vo vzťahu k prírode i spoločnosti. Socio-ekonomický rozmer významu pôdy je stále zjednodušovaný a v celej šírke neidentifikovaný. Správa o stave pôdy v Európe (2002) a následné aktivity z nej vyzývajú aj slovenskú pôdoznanckú komunitu k aktivizácii možno aj v netradičných oblastiach. Bude treba prekonať dnes už zastaralý hodnotový systém významu pôdy, a to hlavne vo vedomí nepôdozalcov a decíznej sféry. Legislatívne opatrenia by mali prispieť k vymáhaniu novej filozofie vnímania pôdy na spoločenskej úrovni. Treba hľadať novú filozofiu ochrany pôdy. K týmto a iným otázkam treba spoločne diskutovať a formulovať návrhy.

Kľúčové slová: socio-politické a ekonomické podmienky, nová filozofia pôdy, funkcie pôdy, povedomie o pôde

Abstract

A development of options about soil prefers its perceiving as multi-functional source with cross-sectorial impacts. There is a need to identify and describe not only positive soil function but also its possible negative influences, referring to relationship to the nature and society. Social-economical range of soil significance is always simplified and widely non-identified. Report about soil status in Europe (2002) and following activities call Slovak pedological society for action maybe in non-traditional branches. There will be a need to surpass today already archaic evaluation system of soil significance, mainly in awareness of non-pedologists and people in decision scope. Legislation measurement could contribute to the exaction of new philosophy soil perceiving at sociable level. It needs to find a new philosophy of soil conservation. These and other questions are topics of common discussion and newly formulated proposals.

Keywords: social-political and economical conditions, new soil philosophy, soil functions, awareness about soil

Názory a praktické opatrenia vo vzťahu k pôde sa vyvíjajú v súlade s vývojom ekonomického, environmentálneho, ale aj eko-sociálneho vedomia a to najmä v decíznej sfére štátov, ale aj v rámci medzinárodných zoskupení vrátane najvýznamnejších medzinárodných organizácií (OSN, OECD). Inovačné tempo v tejto oblasti prebieha s vyššou frekvenciou ako je prirodzené striedanie generácií odborníkov, čo žiaľ môže vyvolávať parciálne názorové rozdielnosti a často až napätia.

V uvedených súvislostiach sa za prelomové musí považovať najmä uplynulé desaťročie a to z dôvodov razantnej prezentácie nových názorov na úrovniach so širokým medzinárodným vplyvom. Bola to známa konferencia v Rio de Janeiro (1992), ktorá v Agende 21 označila pôdu ako prírodný zdroj a objekt environmentálneho záujmu. Podnetom pre to bol radikálne sa zhoršujúci stav pôdneho krytu v celosvetovom merítku, a to v dôsledku necitlivej exploatácie pôdy najmä poľnohospodárstvom, ktoré si z pôdy vytvorilo výrobný prostriedok, a tak sa k nej aj často správalo. Ohromné zábery poľnohospodárskej pôdy pre nebiologické využívanie boli a sú ďalšou tragédiou odohrávajúcou sa na pôde. Potreba ochrany pôdy sa tak stala jednou z prvoradých úloh ochrany prírody na Zemi. Najnovšia spoločná poľnohospodárska politika EÚ dokonca dospela tak ďaleko, že na jednom z prvých miest zaviedla tzv. decoupling, t.j. oddelenie poľnohospodárskej výroby od pôdy v rámci ekonomických nástrojov pre podporu poľnohospodárstva s tým, že prioritizuje podporu starostlivosti o pôdu (cross – compliance) pred záujmom o jej intenzívne využívanie na výrobu poľnohospodárskych produktov. V tejto súvislosti má kľúčové postavenie aj zavedenie systému IACS a najmä jeho časti LPIS (Land Parcel Identification System), s pomocou ktorého sa vytvára presná evidencia poľnohospodársky využívanej pôdy s presne cieľovým systémom podpory na jej ochranu. Najmä národné agro-environmentálne programy majú plniť túto funkciu.

Tabuľka 1. Rozsah človekom indukovanej degradácie pôd sveta v mil. ha (Oldeman, 1992).

Degradáčny jav	Degradácia			
	nízka	stredná	vysoká	spolu
vodná erózia	343	527	224	1094
veterná erózia	269	254	26	549
chemická degradácia celkom	93	103	43	239
<i>z toho:</i>				
<i>strata živín</i>	52	63	20	135
<i>salinizácia</i>	35	20	21	76
<i>kontaminácia</i>	4	17	1	22
<i>acidifikácia</i>	2	3	1	6
fyzikálna degradácia	44	27	12	83
Spolu	749	911	305	1965

Tabuľka 2. Rozsah degradácie poľnohospodárskych pôd Slovenska v tis. ha (Bielek, 1999).

vodná erózia	1300
veterná erózia	390
zasolenie	5
znečistenie	150
acidifikácia	450
kompakcia	700

V EÚ sa vo vzťahoch k pôde v uplynulých rokoch dostalo do popredia najmä Odporúčanie Rady Európy č. R (92) 8 o ochrane pôdy, ktoré verejne deklarovalo multifunkčný a medziodvetvový význam pôdy a prezentovalo 6 hlavných funkcií pôdy v prírode a v spoločnosti.

Sú to:

- produkcia biomasy (nie iba v poľnohospodárstve),
- filtrácia, neutralizácia a premena látok v prírode,
- udržiavanie biodiverzity v prírode,
- priestorová základňa ľudských aktivít,
- zdroj surovín,
- kultúrne dedičstvo krajiny.

Žiadna z týchto funkcií nie je v spomínanom dokumente prioritizovaná. Naopak v dokumente je odporúčanie vládám EÚ, aby vytvorili podmienky pre ochranu všetkých funkcií pôdy, z čoho vyplýva nadrezortné postavenie pôdy vrátane tvorby poznatkov o pôde a zabezpečovanie jej ochrany. Táto povinnosť a najmä zodpovednosť vo vzťahu k pôde sa postupne premietli do dokumentov na ochranu pôdy na národných úrovniach. Na Slovensku sa táto filozofia akceptovala v dokumente „Zásady štátnej pôdnej politiky Slovenskej republiky“ prijatom uznesením vlády SR č. 1141 zo 6. decembra 2001.

Už spomínaná multifunkčnosť a krossektorialita pôdy si vyžaduje dosiahnuť výrazný odborný progres a to v oblastiach, ktorým sa odborná sféra zatiaľ dostatočne nevenovala. Bude potrebné určiť a priestorovo vymedziť potenciály všetkých funkcií pôdy na našom území tak, aby sa na ich základe mohli vytvárať nové, netradične zdôvodnené štátne a regionálne stratégie rozvoja našej spoločnosti. Je k tomu potrebný moderný a najmä nekonvenčný odborný prístup nezaťažený jednostranným odvetvovým vzťahom k pôde. Treba objektívne povedať, že najmä poľnohospodárska komunita niekedy nechce akceptovať význam pôdy aj pre iné odvetvia spoločnosti a umelo si prisvojuje pôdu len pre vlastné záujmy. Práve tento vzťah k pôde viedol a vedie k degradačným javom na pôde a to aj na území SR. Súčasne môže byť jednou z príčin stále pretrvávajúcej nevôle vytvoriť spoločné právne a legislatívne prostredie na ochranu všetkých druhov využívania pôdy (poľnohospodárska, lesná, urbánna) tak, ako sa o to snažia v iných štátoch Európy.

Začiatok nového tisícročia treba jednoznačne považovať za obdobie radikálneho nástupu odbornej, ale aj decíznej sféry EÚ (najmä DG Environment) k vytvoreniu Európskeho rámca na ochranu pôdy a k vydaniu niekoľkých zásadných dokumentov k jeho zabezpečeniu. Východiskovým materiálom sa v tejto súvislosti stala Správa o pôde Európy (Soil Communication) schválená Radou Európy, ale aj Európskym parlamentom v apríli 2002. Spomínaná správa veľmi kvalifikovane popisuje nedobrý stav pôdy v Európe a konkrétne pomenováva jeho príčiny. Deficity uvedené v tejto správe vyvolali zvolanie expertného fóra do Bruselu (11.-12.2.2003) a založenie 5-tich pracovných skupín na prípravu dokumentov EÚ a to v oblastiach ochrany pôdy pred eróziou, ochrany pôdnej organickej hmoty, monitorovania pôdy, znečistenia pôdy a v oblasti vedy a výskumu o pôde. V agende prijímania opatrení sa predpokladá vytvorenie plnohodnotného právneho rámca na ochranu pôdy v EÚ do konca roka 2005 vrátane vybudovania kapacít (odborné, decízne) na zabezpečenie výkonu starostlivosti o pôdu na národných úrovniach, ale aj v ústredí EÚ.

Veľký nepokoj (najmä na medzinárodnej úrovni) vyvolali uvedomenia si, že ohrozená pôda je schopná ohrozovať iné zložky prírodného prostredia a zdravie človeka. Ide najmä o produkciu dusičnanov, emisie CO_2 do ovzdušia, emisie N_2O do ovzdušia, zaprašovanie ovzdušia toxickými látkami, erózne zmyvy a iné. Sú to podnety pre zahájenie relatívne rozsiahlych aktivít, a to najmä na úrovni OSN a OECD. Tak napríklad v roku 1997 vyzvala OECD všetky členské štáty vypracovať indikátory vplyvu poľnohospodárskeho využívania pôd na kvalitu prírodného prostredia. OECD k tomu organizuje tzv. expertné mítingy so zástupcami členských štátov na podporu týchto aktivít. Treba povedať, že väčšina týchto indikátorov je priamo, či nepriamo spojená s pôdou.

V týchto súvislostiach sa veľmi otvorene deklarujú nádeje na to, že pôda by mohla byť významným prostriedkom pri znižovaní CO_2 v ovzduší a znižovaní hrozieb vyplývajúcich zo skleníkového efektu a klimatickej zmeny. Aj neochota USA podporiť „kyotský protokol“ vlastne súvisí s tým, že vidia reálne aj iné možnosti redukcie CO_2 v ovzduší, než je len redukcia priemyselnej výroby. Naším mnohoročným experimentovaním sme napríklad zistili (Bielek, 1998), že priemerné ročné emisie CO_2 z 1 ha pôdy predstavujú u nás 4 – 6 t C- CO_2 , čo je prirodzená kompenzácia vstupu CO_2 do pôdy vytvorenou biomasou. Na celej výmere poľnohospodárskych pôd SR sa takto emituje do ovzdušia ročne asi 11 mil. ton C- CO_2 , čo predstavuje také množstvo, ktoré ročne vyprodukuje celý náš priemysel. Myšlienka redukcie týchto emisií a teda sequestrácie uhlíka do pôdy je naozaj nádejnou cestou pre zmierňovanie skleníkového efektu na Zemi (keď uvažujeme v celosvetovom merítku).

Ďalším problémom sú dusičnany. Pôda je ich najväčším producentom v prírode a najmä pri hnojení dusíkom sa ich produkcia v pôde výrazne zvyšuje. Tzv. Nitrátová direktíva (Smernica 676/91 z 1991) je pre EÚ veľmi „tvrdým“ nástrojom smerujúcim k zníženiu najmä znečistenia vodných zdrojov dusičnanmi. Podľa Nariadenia vlády SR zo dňa 26.6.2003 asi 1546 obcí (katastrov) bude na Slovensku v režime tejto direktívy. Objektívne možno konštatovať, že negatívnych dopadov na poľnohospodársku výrobu sa v tejto súvislosti netreba obávať. Skôr naopak, zavedenie tejto direktívy prinesie poriadok a zodpovednosť do hospodárenia na pôde.

Aj emisie N_2O z pôdy pri jej poľnohospodárskom využívaní (najmä hnojení dusíkom) sú citlivou stránkou negatívneho vplyvu poľnohospodárstva na prírodné prostredie a zdravie človeka. Podľa tzv. Bouwmanového koeficientu (Bouwman, 1996) sa z každého 1 kg aplikovaného dusíka do pôdy emituje do ovzdušia asi 12,5 g N- N_2O . Treba očakávať, že aj v tejto oblasti bude na poľnohospodárov vyvíjaný stále väčší tlak, ktorého sa však netreba obávať. Vždy totiž platí, že vysoká odbornosť dokáže prekonávať aj veľké problémy.

Vážnym problémom súčasného vývoja je sucho a dezertifikácia. Obidva javy sú dominantne spájané s pôdou a príčinne s klimatickou zmenou. Následkom sú sťažené podmienky pre život a chudoba. Oficiálne štatistiky hovoria, že asi 1 miliarda ľudí v 110 štátoch je priamo ovplyvňovaná púšťami a extrémnym suchom, čo sa dotýka asi jednej tretiny súše na našej planéte (4 miliardy ha). Ide vlastne o degradáciu pôdy a krajiny a znižovanie jej produktivity s hrozivými následkami na živote obyvateľstva. Postihnuté územia sa postupne vyľudňujú, čo vyvoláva rozsiahlu migráciu obyvateľstva. Očakáva sa napríklad, že do r. 2020 až 60 miliónov ľudí opustí z týchto dôvodov severnú Afriku a mnoho z nich sa bude chcieť usadiť aj v Európe. Každý rok 700 – 900 tisíc obyvateľov Mexika uteká zo suchom postihnutých oblastí najmä do USA. Štatistiky vykonané v r. 1994 ukázali, že až polovica vojenských konfliktov v tomto roku bola motivovaná neznesiteľnými podmienkami sucha.

Treba preto uvítať, že bol prijatý medzinárodný Dohovor OSN o boji proti dezertifikácii, ktorého sme od roku 2002 riadnym členom. V Dodatku č. V k Dohovoru sa vymedzuje ochrana pôdy ako základný objekt záujmu v rámci aktivít Dohovoru. Tým sa pôda dostala pod ochranu s medzinárodným dohľadom. Členské štáty sú povinné vypracovať a plniť národné akčné programy k Dohovoru a poskytovať o tom informácie.

Ochrana a správne využívanie pôdy sa v modernom svete dostali pod dohľad moderných technológií, z ktorých treba spomenúť hlavne diaľkový prieskum. Ide najmä o satelitné obrazové záznamy, ktoré umožňujú zisťovať štruktúru a stav využívania pôdy, kontrolovať dotácie do pôdy a poľnohospodárskej výroby, zaznamenávať degradačné javy a živelné pohromy na pôde, predpovedať úrody, prognózovať šírenie chorôb a škodcov v rastlinnej výrobe a identifikovať nesprávne praktiky pri využívaní pôdy. Sú to v pravej podstate informačné technológie, ktorých potenciál bude stále rásť. EÚ vytvára silný inovačný tlak na členské štáty a najmä na budúcich členov, aby sa tieto technológie široko uplatnili v národnom záujme, ale aj v rámci globálnych záujmov EÚ.

Starostlivosť o pôdu sa stala všeobecným záujmom svetového spoločenstva. Každá pôda je v tomto kontexte súčasťou svetových pôdných zdrojov. Týka sa to aj našej pôdy, ktorá sa už onedlho stane súčasťou pôdných zdrojov EÚ. V tejto súvislosti prebiehajú v súčasnom období relatívne rozsiahle aktivity na pričlenenie informácií o pôdach Slovenska k informačným zdrojom EÚ. Ďalšou dôležitou oblasťou je akceptovanie zásad pri ochrane a využívaní pôdy v EÚ aj v našich podmienkach. Na spoločnom území musia platiť spoločné záujmy o ochranu a správne využívanie pôdy, pričom každý lokálny deficit v tejto oblasti je súčasne aj deficitom celku. Nebude možné v budúcnosti zotrvať na pozíciách, ktoré nebudú v súlade so zásadami platnými v EÚ. K tomu bude potrebný odpovedajúci odborný potenciál a súčasne aj výkonné kapacity v decíznej sfére.

S príchodom zásad trhového hospodárstva sa začínajú tlačiť do popredia názory o nedotknuteľnosti vlastníckych práv a to samozrejme aj vo vzťahu k vlastníkom pôdy. Najmä extrémne liberálne pohľady na tento problém vyvolávajú diskusie a často až polemiky. Kľúčovým sa v tejto oblasti stal názor o umožnení slobody vlastníka pôdy pri rozhodovaní o zaobchádzaní s ňou. Ak sa v tejto súvislosti cituje Ústava SR čl. 20 o vlastníctve majetku, potom treba vidieť aj ods. č. 3 tohto článku, kde sa konkrétne píše „Výkon vlastníckeho práva nesmie poškodzovať ľudské zdravie, prírodu, kultúrne pamiatky a životné prostredie ...“. Preto je právom štátu ukladať zákonom, alebo inými opatreniami povinnosti vlastníkom pôdy a tým regulovať zaobchádzanie s pôdou v ich záujme, ale aj v záujme ostatných občanov štátu.

Literatúra

- Agenda 21 a ukazovatele trvalo udržateľného rozvoja, MŽP SR, 1996.
- BIELEK, P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPOP Bratislava, 266 pp.
- BIELEK, P., 1999: Soil Degradation in Slovakia. Paulus and Partner GmbH, Manschnov, Germany, 30 pp.
- BOUWMAN, A.F., 1996: Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems 46, p. 33-70.
- Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels, 2001, 25 pp.
- Environmental Indicators for Agriculture. OECD, Paris, 1997, 62 pp.
- OLDEMAN, R.L., 1992: Global extend of soil degradation. ISRIC Bi-Annual Report, Wageningen.

Sú pedogenetické koncepcie prežitkom?

Are Pedogenetic Concepts as an Anachronism?

(Koreferát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických a ekonomických podmienkach)

Juraj HRAŠKO

Motto

1. Medzi hlavné, pre človeka dostupné zdroje patrí krajina, ktorá sa skladá z pôdy, vody a na ne viazaných rastlín i živočíchov. Využívanie týchto zdrojov nesmie zapríčiniť ich znehodnotenie (degradáciu), ani zničenie (deštrukciu), pretože na zachovaní ich nepretržitej produkčnosti je závislá existencia ľudstva.
2. Uvedomenie si prvoradej dôležitosti pôdy pre život ľudstva a pre jeho prosperitu, pre ekonomickú nezávislosť štátov i urýchlenie množstva produkovanej potraviny je imperatívom pre každú rozumne konajúcu vládu, aby podporovala optimálne využívanie pôdy, udržiavanie a zvyšovanie jej úrodnosti a jej všestrannú ochranu.

(Svetová Charta o pôde)

Abstrakt

Dokučajevom formulované zákonitosti tvorby a vývoja pôd podmienili skoro storočnú hypertrofiu geografizmu v pedológii. Pôda sa pertraktovala ako samostatný prírodno-historický útvar s akcentovaním pôsobenia komplexu faktorov na jej vznik a vývoj v minulosti. Súčasné pôdy nie sú nemenným útvarom z minulosti, ale sa pod vplyvom nového komplexu faktorov ďalej vyvíjajú, majú teda aj svoju budúcnosť. Odmietanie genetických koncepcií s nazeraním na súčasnú pôdu len ako na polyfunkčnú povrchovú vrstvu zemskej kôry bez budúcnosti, znamená odmietnutie pedológie ako vedy.

Kľúčové slová: pôda, pedogenetická koncepcia, samostatný prírodný útvar, pedogenéza

Abstract

Principles of soil formation and evolution formulated by Dokuchaev conditioned almost hundred years old hyperthrophy of geographism in pedology. Soil was perceived as an independent natural-historical entity with accented action of the complex factors on its origin and evolution in the past. Recent soils are not stable entity from the past, but they are still developing under influence of new complex of the factors, so they have their future. Refusal of genetic concepts with the view of recent soil only as a multi-functional surface earth crust without the future means the refusal of pedology as a science.

Keywords: soil, pedogenetic concept, independent natural entity, pedogenesis

Pôda a jej miesto v krajine

Definovanie pojmu „pôda“ je opätovne potrebné v svetle nových poznatkov z jej výskumu. Pojem si začínajú totiž rôzne vysvetľovať nielen laici, ale aj odborníci, dokonca profesionálni výskumníci, ktorí pracujú v oblasti výskumu pôdy.

Z utilitárneho hľadiska pretrvávajú pohľad na pôdu ako na základný výrobný prostriedok v poľnohospodárstve a nezameniteľnú súčasť stanovišťa lesných drevín.

Ak sa však pozrieme na vývoj svetového poľnohospodárstva zistujeme, že je preň nie je typické obnovovanie, ale skôr oslabenie pozornosti o obnovovanie pôdnej úrodnosti v takom zmysle, v akom si ho predstavovali poľnohospodárski odborníci v minulosti. Intenzívne poľnohospodárstvo je všade

na svete založené na špecializácii a koncentrácii výroby, na používaní vysokých dávok hnojív a pesticídov, a na vysokom nasadení mechanizácie pri nízkom podiele ručnej práce. Nárast kapitálu a teda aj zisk poľnohospodára sa stal viac závislý od rýchlosti amortizácie vložených investícií, ako od regeneračných cyklov prirodzenej produkčnej schopnosti pôdy. Preto aj v podmienkach súkromného vlastníctva pôdy a pri hospodárení na rodinných farmách existuje oslabenie pozornosti k zachovaniu biologicky vyváženého hospodárenia na pôde s akcentom na obnovovanie či zvyšovanie pôdnej úrodnosti. Propagovanie biologických foriem hospodárenia zo strany ekonómov Európskej únie neznamena snahu o návrat k sústavám zabezpečujúcim prirodzené obnovovanie pôdnej úrodnosti, ale snahu o zníženie poľnohospodárskej produkcie v štátoch Európskej únie.

Nazdávam sa, že sa dokážeme dohodnúť na všeobecnej definícii, že pod pojmom pôda budeme stále rozumieť tú časť najvrchnejšej oživej vrstvy zemskej kôry, ktorá má, alebo môže mať sústavnú látkovú a energetickú výmenu medzi ostatnými zemskými sférami, ako je atmosféra, geosféra, hydrosféra a biosféra. Zhodneme sa, nazdávam sa, ešte stále na axióme, že tak, ako pôda vznikla oživením minerálnej časti povrchovej časti zemskej kôry organizmami, môže aktívne existovať len v jednote s rastlinami ktoré na nej rastú a ďalšími organizmami, ktoré v pôde žijú. Obávam sa však, že taký atribút ako je „úrodnosť pôdy“, ktorým sme odlišovali pôdu od horniny, je potrebné relativizovať, ak za „úrodu“ budeme považovať množstvo akejkoľvek organickej hmoty, ktorá dokáže rásť aj na výsypkách hornín z hĺbín Zeme, ktoré sa ľudskou činnosťou dostali na povrch a kontaktovali ich exogénny činiteľ, vplyvom ktorých pôda vzniká.

Iniciálny pedogenetický proces začína na akejkoľvek hornine, ak akékoľvek rastliny produkujú v procese fotosyntézy organickú hmotu, ktorá sa po ich odumretí a premenách akumuluje v pôde vo forme humusu. Takto pôvodná hornina sa už stáva iniciálnou pôdou, lebo sa stáva akumulátorom slnečnej energie, ktorá každoročne zvyšuje energetickú bilanciu našej planéty, čo dodáva pôde nielen úzko produkčný, ale aj široký planetárny a kozmický význam. Zničenie rastlinného krytu Zeme a zastavenie univerzálneho biologického procesu fotosyntézy, by mohlo pri sústavnej spotrebe miliónmi rokov akumulovanej slnečnej energie na zemi viesť k energetickému zániku našej planéty.

Chcel by som aj na tomto príklade podčiarknuť, že v princípe nie je žiadny rozdiel v tom, aké rastlinné spoločenstvo púta slnečnú energiu, ktorá sa takto vo forme humusu v pôde akumuluje. Pre ľudí a zvieratá, ktorí sa živia produktmi ktoré rastú na pôde, sú však zaujímavé predovšetkým tie, ktoré slúžia ako potraviny pre ľudí, alebo krmoviny pre zvieratá.

Ďalší význam pôdy, ak ňou chápeme v širšom slova zmysle celú povrchovú vrstvu pevnej zeme, je v tom, že tvorí ohromný retenčný priestor pre vodu, ktorý je niekoľko desaťnásobne väčší, ako sú všetky vodné plochy na zemi s výnimkou svetového oceánu. Preto aj starostlivosť o vodné zdroje, začína v každom štáte opatreniami na zadržanie zrážkovej vody na mieste, kde dažďová kvapka dopadla, teda v pôde.

Pôdy pôsobia nakoniec ako univerzálny pufer proti rozmanitým vonkajším vplyvom, ktorému je povrchová časť zeme vystavená.

Nazdávam sa, že sa stále zhodujeme aj na širokom chápaní všestranných funkcií pôdy, resp. pôdneho krytu v krajine. Problém súčasnej pedológie vidím v nasledujúcich okruhoch.

Je pôda samostatný prírodný útvar?

V prírodovednej literatúre prevládal do konca 19. storočia názor prezentovaný najmä geológmi, že pôda je vlastne len zvetraná povrchová časť zemskej kôry, premiešaná zvyškami odumretých rastlinných a živočíšnych organizmov. Biológovia pripomínali, že ak ide o zvyšky odumretých organizmov, tak tieto museli predtým v pôde žiť, ide teda o zvetranú horninu, ale „oživenú“ organizmami, ktoré po odumretí tvoria pôdny humus a spolu s minerálnou časťou organo-minerálny komplex pôdy.

Revolučné nazeranie na pôdu formuloval koncom 19. storočia ruský geológ V.V. Dokučajev, ktorý definoval pôdu ako samostatný prírodno-historický útvar, ktorý vznikol v dôsledku zložitého komplexného pôsobenia vonkajších (exogénnych) činiteľov, ako sú klimatické pomery, biota chápaná ako celý komplex rastlinných i živočíšnych organizmov, vrátane mikroorganizmov, na materskú horninu (endogénny činiteľ) v podmienkach určitého reliéfu a v priebehu určitého času, ktorý Dokučajev nazýval vekom pôdy. Pri neskorších výskumoch sa ukázal popri makroklimatických pomeroch ako významný lokálny činiteľ pre formovanie pôd aj vplyv vyšších hladín podzemných vôd a neskôršie aj ľudský činiteľ, ktorý najskôr odnosom vyprodukovanej rastlinnej hmoty a neskôr vnášaním rôznych organických i minerálnych látok do pôdy, podstatne zasahoval do pôdnych procesov i vlastností,

najmä na poľnohospodársky využívaných pôdach. Takto z pôvodných piatich faktorov, formulovaných Dokučajevom pre tvorbu „prírodných pôd“, sa všeobecne priznávalo celkove sedem, pričom reliéf a čas sa nepovažovali za faktory, ale za podmienky, v ktorých a počas ktorých prebieha pôdotvorný proces.

Pôda sa v genetickom pôdoznalectve vždy chápala a chápe ako substancia, ktorá je čiastočne podobná živej prírode, lebo ako celostný systém má látkovú výmenu s prostredím, čím sa líši od čisto minerálneho sveta, ale sa nerozmnožuje (len obnovuje, ale už nie s pôvodnými vlastnosťami), čím sa líši od organizmov. Dokučajev nazval pôdu útvarom „sui generis“, čo dosť dlho, možno ešte doteraz nedokázali pochopiť niektorí naši „čistí a ortodoxní“ reprezentanti geológie a biológie, ktorí pred viac ako štvrtstoročím viedli so mnou nekompromisné a temperamentné diskusie na tému, či je pedológia geologická, alebo biologická disciplína. Ak sa pedologická vedecká komunita zhodne a bude aj v praxi naďalej trvať na tom, že pôda je skutočne samostatným prírodne–historickým útvarom, potom sa nadržavam, že čiastkové charakteristiky pôd nemusia byť ozdobované prívlastkami ako pedogeochemická, ale jednoducho pedochemická charakteristika pôd. Zdá sa mi tiež účelnejšie hovoriť o biológii pôdy ako o pedobiológii, resp. o geografii pôd ako o pedogeografii, či o fyzikálnych vlastnostiach pôd namiesto pedofyziky. Pseudovedecké zdôvodňovanie obsahového rozdielu termínov pedogeografia a geografia pôd som považoval a považujem za nenáležité.

Quo vadis pedológia?

Pôda ako samostatný prírodný útvar je predmetom a objektom výskumu sformovanej vednej disciplíny. To neznamená, že sa tematika a zameranie výskumu nemení, ale naopak, podlieha neustálej inovácii tak z hľadiska používaných metód, ako aj orientácie výskumu na hľadanie najvhodnejších návodov na riešenie praktických problémov a teoretické zovšeobecnenie získaných poznatkov. Tak, ako súčasná moderná fyzika sa už nezaobrá objasňovaním gravitácie, ani moderná pedológia nemôže len opakovať známe pravdy z počiatkov jej rozvoja ako samostatnej vednej disciplíny. Rozvoj moderných a ultrapresných metód merania, či už chemických a fyzikálnych parametrov, alebo sledovanie nielen množstva bioty, ale aj biologických procesov vrátane ich modelovania, prináša však pre analytikov túžbu byť čo najpresnejší, stanoviť až také mikromnožstvá, že si interpretátor výsledkov nevie s nimi poradiť. Aj v súčasnej pedológii sa vytvára onen známy všeobecný paradox vedeckého výskumu – analytici prinášajú čím ďalej tým detailnejšie a presnejšie výsledky, zatiaľ čo interpreti týchto výsledkov a syntetici získaných poznatkov sú nimi čím ďalej tým v menšej miere ovplyvnení, takže ich vedecké syntézy sú často na hranici fantázie. Inak povedané – čím presnejšie údaje o obsahu, povedzme cudzorodých látok v pôde nám prinášajú na stôl analytici, tým bezradnejšie a povrchnejšie sú schopní ich syntetici interpretovať. Žiaľ, platí to aj pre rôzne interpretácie pôdných máp a uložených údajov o vlastnostiach pôd pre praktické účely.

Život však stavia aj pred pedológiu nové úlohy. Mnohostranné priame, ale aj nepriame ovplyvňovanie pedosféry a pôdných parametrov stiera pôvodné vlastnosti prirodzených pôd, pôdy sa stávajú čím ďalej tým viac aj produktom ľudskej činnosti. Diskusie o dobe vzniku černoziemí na našom území a o ich náhodnom, či zákonitom výskyte na našom území sú síce už za nami, ale zostávajú otázky, aké vlastnosti budú mať novovznikajúce pôdy v černozemnej oblasti, ak bola humusová vrstva úplne zničená eróznym odnosom. Rovnako stojí pred nami problém, ako nielen stabilizovať či zastaviť eróznym odnos, ale aj ako urýchliť tvorbu nových pôd na obnažených sprašiach, podľa možnosti s vopred definovanými parametrami a vlastnosťami. Rovnako nás musí zaujímať cieľavedomé urýchlenie tvorby nových pôd na minerálnych substrátoch či už v oblasti dolov, urbanizovaných území, či na lužencoch z výroby kovov, na Slovensku najmä v Žiari nad Hronom a v Seredi. Teda stojí pred nami nielen úloha mať stále podrobnejšiu analytickú charakteristiku, nielen automatizované počítačové spracúvanie v minulosti získaných údajov, nielen aplikácia stále modernjších metód, ale najmä postavenie si a riešenie globálnej otázky – čo sa udeje s našimi pôdami, ako budú vypadáť za podmienok definovaného možného pôsobenia nového komplexu pôdotvorných faktorov a podmienok tvorby a vývoja pôd v budúcnosti. Chcel by som najmä mladším kolegom pripomenúť motto mojej doktorskej dizertácie zo začiatku sedemdesiatych rokov minulého storočia – tak, ako pôdy majú svoju minulosť, majú aj svoju budúcnosť. Pedogenéza neznamená teda len vysvetľovanie podmienok vzniku a vývoja pôd v priebehu holocénu, ale najmä aplikáciu poznatkov o vplyve súčasných pôdotvorných faktorov, najmä vplyvu človeka na súčasnú pedogenézu. Napriek nepochopeniu zhruba pred desiatimi rokmi mnou vyslovenej tézy o človekom pozmeňovaných pôdach

(man-affected soils) a človekom priamo vytváraných pôdach (man made soils), odporúča by som otvoriť o týchto problémoch meritórnú diskusiu. Ide o formulovanie zákonitostí tvorby pôd či už na nových a to aj antropicky vytvorených substrátoch, alebo na substrátoch, ktoré už boli povrchovými horizontmi pôd, ale boli premiestnené a premiešané či už vplyvom prírodných procesov, alebo aj technogénnym transportom.

Nové úlohy výskumu pedogenetických procesov

Pedogenetický (pôdotvorný) proces je výsledkom zložitej interakcie a pôsobenia vonkajších činiteľov na horninu, ktorá je takto pôdotvorným substrátom. Nový, biotou neoživený substrát tvorí iniciálne štádium pre vznik pôdy, a v časovej dimenzii sa nachádza v bode nula. Fyzikálne a iniciálne chemické vlastnosti sú dané mineralogickým a zrnitostným zložením substrátu. Začiatok tvorby pôdy je daný momentom osídlenia takéhoto substrátu rastlinstvom, pričom opakovane zdôrazňujem, že z principiálneho hľadiska pre začiatok pôdotvorného procesu nie je rozhodujúce akým.

Prvým štádiom pedogenézy je teda vznik pôdy, proces jej počiatočného formovania, ktorý voláme ontogenézou pôdy. Subvariantom takéhoto vývoja je proces na takých substrátoch, ktoré už boli predtým súčasťou pôdy alokovanej na inom mieste. V časovom horizonte, ktorý môže na jalovom substráte bez zásahu a vhodného urýchľovania človekom trvať aj storočia, sa mladá sformovaná pôda postupne mení aj bez zmeny komplexu pôdotvorných činiteľov v procese, ktorý voláme evolúciou pôdy. Pre tento proces je typický samovývoj napr. vplyvom hromadenia organickej hmoty vo forme humusu, ktorá výrazne mení tak vodnofyzikálne, ale aj chemické zloženie pôvodného jalového substrátu. Ak sa menia faktory pôdotvorného procesu, používa pedológia termín metamorfóza pôvodnej pôdy na pôdu inú, ktorá je v súlade s novými podmienkami pôdotvorenia. Tento proces je potrebné študovať najmä v procese premeny prirodzenej pôdy na nový, metamorfovaný variant pôvodnej pôdy, ktorý môže mať často podstatne, alebo úplne iné vlastnosti. (man-affected soils).

Je prirodzené, že vplyvom takejto pedogenézy, vzniká úplne odlišná štruktúra pôdneho krytu. Aj pre takéto pôdny kryt má pedológia svoju terminológiu, keď ho charakterizujeme na úrovni mikrokomplesov t.j. ani na veľkoplošných mapách nerozlišiteľných jednotiek. Vhodné je potom percentuálne vyjadrenie charakteristických polypedonov nachádzajúcich sa na mapovacej ploche podobne, ako sa vyjadruje podiel zastavaných plôch k biologicky aktívnym plochám v sídliskách.

Záver

Pôda, ktorá vzniká a vyvíja sa z neživej horniny, nemá len minulosť, ale aj budúcnosť. Pôda síce s časovým odstupom, ale dôsledne reaguje na zmenu pôdotvorných faktorov a metamorfuje na novú kvalitu.

Metamorfóza pôdy je tým výraznejšia, čím výraznejší je priamy, ale aj nepriamy vplyv človeka nielen na samotnú pôdu, ale aj na zmenu pôdotvorných faktorov. (globálne zmeny klímy, lokálne zásahy do vodného režimu, do charakteru vegetácie a pod.) a na prínos či odnos látok z pedosféry.

Štúdium pedogenézy sa musí orientovať najmenej na tieto dva smery

- analýzou prínosu a odnosu látok z pedosféry, analýzou klimatických a vegetačných zmien na veľkých plochách, predvídať smery vývoja pôdneho krytu Zeme
- na základe poznatkov o vzniku a vývoji pôd v minulosti, usmerňovať procesy tvorby nových pôd na erodovaných a devastovaných plochách, ako aj na nových netradičných substrátoch.

Na výskum orientovaný na recentnú pedogenézu treba urýchlene orientovať nadaný pedologický dorast s orientáciou na osoby s vyvinutým globálnym a syntetickým myslením.

INCREASING OF THE ANTHROPIC INFLUENCE ON SOIL AND LAND

1. HARVESTING AND TRANSFER OF THE PHYTOMASS
(*Start of man influence without large ecological or typological consequences*)
2. EXTENSION OF AGRICULTURAL LAND USE. ORIGIN OF ARABLE, MEADOW AND FOREST SOILS
(*Large ecological, slight typological consequences - Transformations in the A horizon*)
3. MODIFICATION OF NATURAL SOIL PROPERTIES FOR AGRICULTURAL USE
(*Start of Kultisols Formation*)
 - 3.1 drainage
 - 3.2 irrigation
 - 3.3 terracing
 - 3.4 enrichment in organic matter
 - 3.5 profile homogenisation
4. CHANGE IN THE SOIL PROPERTIES THROUGH THE INTENSIVE FARMING
(*Kultisols formation, Start of negative Tendencies*)
 - 4.1 chemical properties change
 - 4.2 physical conditions transformation
 - 4.3 biological properties transformation
5. MULTILATERAL INFLUENCING ON THE SOIL COVER
(*Antropogenic pedo- and lithogenesis, Anthrosols formation*)
 - 5.1 direct and/or indirect soil contamination
 - 5.2 partial and/or total soil removal
 - 5.3 conversion to urbanisation in large areas
 - 5.4 Land disturbance and soil material translocation
 - 5.5 dumping and mixing of natural and technogenic materials

Literatúra

- ARNOLD, R.W. - SZABOLCS, I. - TARGULJAN, V.O. (Editors), 1990: Global Soil Change, IIASA, Laxenburg 110 pp.
- BEDRNA, Z., 1955: Príspevok ku klasifikácii a mapovaniu pôd pozmenených antropogénnou činnosťou, Geogr. čas., 47/2, s. 119 – 129, Bratislava.
- BLUME, H.P., 1988: Zur Klassifikation der Böden städtischen Verdichtungsräume. Mitt. der DBG 56: 323 – 326.
- BRINKMAN, R., 1990: Resilience against climate change In: Soils on a Warmer Earth, Elsevier, Amsterdam.
- BURGHARDT, W., 1995: Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate. Mitt. der DBG 76, 997 – 1000.
- DOKUČAEV, V.V., 1951: Selected works, Publ. House of the USSR Academy of Sciences, Moscow (in Russian).
- ESWARAN, H., 1994: Soil Resilience and Sustainable Land Management in the Context of AGENDA 21, In: Soil Resilience and Sustainable Land Use, CAB International, UK.
- FAO/UNESCO, 1988: Soil map of the World. Revised Legend. World Soil Resources Report, 60 Rome.
- HRAŠKO, J., 1983: Princípy hodnotenia pôd, Zb. PÔDA, VUPVR Bratislava.
- HRAŠKO, J., 1986: The theoretical Problems of Classification and Evaluation of Soils. Pochvovedenie 12, pp. 37 – 43 (in Russian, resumé English).
- HRAŠKO, J. - BEDRNA, Z., 1988: Aplikované pôdoznanectvo, str. 468, Vyd. Príroda, Bratislava.
- HRAŠKO, J. et al., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR, 2 vydanie, VÚPU Bratislava.
- HRAŠKO, J., 1990: Pedosphere Anthropisation and its typological Consequences. Sci. Revue Pôda 2, pp. 100 – 106, VÚP Bratislava.
- HRAŠKO, J., 1995: New Tasks and Perspectives in Soil Survey, Soil Fertility Research Institute Proceedings 19/I, pp. 17 – 24.
- ROSANOV, B.G., 1977: Soil Cover of the Earth. Publ. House of the Moscow University, Moscow.

- SPAARGAREN, O.C. (editor), 1994: World Reference Base for Soil Resources, Draft, Wageningen/Rome.
- SOBOCKÁ, J., 1997: Návrh klasifikácie antropických pôd pre MKSP, Rukopis (Seminár „Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach“, Zvolen).
- SZABOLCS, I., 1986: Agronomical and Ecological Impact of Irrigation on Soil and Water Salinity. Adv. Soil Sci., Vol. 4., Springer, New York.
- SZABOLCS, I., 1994: The Concept of Soil Resilience In: Soil Resilience and Sustainable Land Use, CAB International, UK.
- TARGULJAN, V.O. et al., 1979: Soil as a Component of Natural Ecosystems and the Study of its History. Biosphere Reserves Symp. Proc., Moscow.
- VERNADSKIJ, V.I., 1965: Chemical composition of biosphere. Nauka, Moscow, (in Russian).

SúčasnÉ aspekty hydrológie pôdy vo vzťahu k pedológii

Contemporary Soil Hydrology Aspects and their Relationship to Pedology

(Koreferát k téme I. Úloha pôdy v nových spoločensko-politických a ekologických podmienkach)

Július ŠÚTOR

Ústav hydrológie SAV, P.O. Box 94 Račianska 75, 830 08 Bratislava, SR,
e-mail: sutor@uh.savba.sk

Abstrakt

Analýza systému pohybu vody a retencie v povodí je základom pre interpretáciu zóny aerácie vody ako subsystému hydrologického cyklu, t.j. ako jej súčasť. Pretože zóna aerácie je úzko spojená s ďalšími časťami povodia, sú vyhraničené geometrické útvary, ktoré umožňujú v rámci svojich hraníc kvantifikovať vzájomné interakcie s ostatnými časťami alebo subsystémami v systéme povodia. Definované geometrické útvary dovoľujú vytvoriť mozaikovitý model územia s pravidelným rozdelením modelovania reálnych procesov pohybu vody participujúcej na vodnom režime pôdnej zóny aerácie.

Abstract

System analysis of the water movement and retention in the catchment is the basis for interpretation of the water aeration zone as a subsystem of the hydrologic cycle, i.e. as its part. Since the soil aeration zone is closely connected to the other parts of the catchment, geometric figures whose boundaries enables us to quantify mutual interactions with the other parts or subsystems of the catchment system are delimited. The defined geometric figures enable us to set up a tessellated model of an area with regular division for modelling of real processes of the water movement participating at a water regime of the soil aeration zone.

Úvod

Vzájomná súčinnosť, podmienenosť a nadväznosť procesov pohybu vody v atmosfére, na povrchu pôdy, v zóne aerácie pôdneho profilu a pod hladinou podzemnej vody determinuje vodný, resp. vlhkosťný režim pôdy. V tomto ponímaní vystupuje zóna aerácie pôdy ako súčasť hydrologického cyklu. Zatiaľ však nenasýtená zóna pôdy, so všetkými poznatkami o retencii, statike a dynamike vody v nej, nie je v predkladaných schémach systému povodia s rozloženými parametrami (Ishaq, Huff, 1979; Kraijenhoff van de Leur, 1973; Beven, Kirby, 1979; Hlavčová a kol., 2000) v porovnaní s ďalšími časťami hydrologického cyklu v povodí, t.j. s podsystémom povrchových vôd, podzemných vôd, retenčných nádrží, podsystémom kanálovej siete, atď. zakomponovaná na jej súčasnej poznatkovej úrovni.

V uvedených schémach je zóna aerácie pôdy zastupovaná jednoduchými vstupnými charakteristikami. Keď sa na túto situáciu pozeráme z hľadiska súčasných tendencií riešenia problémov odtoku vody z povodia, hydrologickej bilancie záujmových oblastí, tvorby vodných zdrojov, atď., t.j. z hľadiska systémového riešenia uvedených problémov, zóna aerácie pôdy je so svojimi poznatkami koncepcne suplovaná zjednodušujúcimi aproximáciami.

Na druhej strane, súčasný stav rozpracovania poznatkov o statike a dynamike vody v zóne aerácii pôdy nie je v stave dať jednoznačne rovnocenné údaje pre veľké územné celky, ako je tomu v hydrológii odtoku vody z povodia, resp. v hydrológii podzemných vôd.

Jednou z príčin sú aj nejednoznačne definovanie zapojenia „fenoménu pôda“ do schémy systému povodia ako podsystemu. V súvislosti s označením tejto oblasti ako podsystem „*pôda*“ (Szolgay a kol., 1997; Doodge, 1967), ďalej ako „*infiltračná retencia*“ častí povodia (Beven-Kirby, 1979), v práci Kraijenhoffa van de Leura (1973) sa uvádza termín „*nenасыtená zóna pôdy*“ a taktiež termín „*retencia vody v pôde*“ a v práci Ishaq-Huff (1979) pod názvom „*zásoba vody v koreňovej zóne*“.

Pre ďalšie pokračovanie analýzy sa najprv zaoberajme zjednotením vyššie uvedených pomenovaní tej istej reality.

Pojem pôda

Pôda sa chápe ako samostatný prírodno-historický útvar, ktorý vznikol v dôsledku zložitého komplexného pôsobenia vonkajších (exogénnych) činiteľov (klíma, biologický činiteľ, reliéf, podzemná voda) na materskú horninu (endogénny činiteľ) v určitom čase. Vzniká tak úplne nová substancia, ktorá sa čiastočne podobá živej hmote tým, že má látkovú výmenu s prostredím, ale aj neživej hmote tým, že sa nerozmnožuje, ale len obnovuje a pri obnove a pri obnove si nezachováva dedičné znaky. (Hraško, Bedrna, 1988).

Pojem „pôda“ môžeme definovať pomocou pojmu „pedosféra“. Pedosféra sa definuje ako samostatný prírodný útvar, ktorý vznikol transformáciou vrchnej časti zemskej kôry pôsobením organizmov na hornine za účasti vzduchu, vody a slnečnej radiácie. Pedosféra sa vyvinula v priestore, kde sa stýkajú a čiastočne navzájom prelínajú čiastkové sféry Zeme: litosféra, atmosféra, hydrosféra a biosféra. V kybernetickom chápaní je pôda veľmi zložitý otvorený systém vo vzťahu k ostatným sféram, ako aj relatívne samostatný systém so schopnosťou autoregulácie vnútorných procesov (Hraško, Bedrna, 1988).

Pôda predstavuje systém minerálnych látok tvorených zvetrávaním geologických substrátov (matečné horniny), vody, vzduchu, živých a mŕtvych organizmov a ich rozkladaných produktov. Ako pôda sú niekedy v širšom slova zmysle označované rôzne substráty, ktoré nemajú vlastnosti pôd, napr. skalný povrch, minerálne náplavy. Niekedy sa novo vzniknuté pôdy, či už prirodzeným spôsobom, alebo ako sú najmladšie riečne náplavy, alebo umelým spôsobom, ako sú skládky alebo navážky, nazývajú neopedón (Slavíková, 1986).

V hydroológii vyberáme, retenčné a dynamické vlastnosti vody v pôde, teda pôdu berieme ako pórovité prostredie s retenčnými a dynamickými javmi, ktoré sa podriaďujú zákonitostiam zodpovedajúcim hydrodynamiky pórovitého prostredia. Z tohto dôvodu z charakteristík pôdy sa berú do úvahy tie, ktoré umožňujú kvantifikáciu uvedených vlastností. Retenčné vlastnosti vyjadruje vlhkosťná retenčná čiara a z dynamických vodou nasýtená a nenasýtená hydraulická vodivosť. K týmto sa obyčajne pripája ešte zrnitosťné zloženie pôdy a jej objemová hmotnosť. Tieto vlastnosti sú známe pod termínom hydrofyzikálne a fyzikálne charakteristiky pôdy. Navyše pohyb vody vo vrchnej časti litosféry sa realizuje cez pôdny pokryv a pokračuje cez štruktúry, ktoré nemajú charakter pôdy a sú označované ako substráty. Záverom, z hydrologického hľadiska nie je v súlade s realitou označovať pojmom „pôda“ časť povodia.

Infiltračná retencia

Infiltračná rýchlosť je pojem pre rýchlosť toku vody cez povrch pôdy do pôdneho profilu. Objem vody preniknutý do pôdneho profilu zotráva v ňom pokým nedosiahne hodnotu poľnej vodnej kapacity (charakterizuje maximálnu vlhkosť pôdy, ktorá sa udržiava v pôdnom profile za relatívne dlhší čas). Po prekročení tejto hodnoty sa retencia vody stáva nestabilnou a vzniká odtok vody z pôdneho profilu do nižších geologických štruktúr. Teda prahová hodnota pre relatívne rýchlejší odtok vody z pôdneho profilu je objem vody zodpovedajúci poľnej vodnej kapacite (ďalej len PVK). PVK je závislé od druhu pôdy, koeficientu vodou nasýtenej a nenasýtenej hydraulickej vodivosti, homogenity či nehomogenity pôdneho profilu, hĺbky prieniku infiltrovanej vody a dosiahnutie tejto hodnoty závisí od počiatočnej vlhkosti pôdy. Čiže postavenie „infiltračnej retencie“ v schéme povodia nie je jednoznačne definovaný a je problematický z hľadiska jej kvantifikácie vzhľadom na čas a priestor.

Nenasýtená zóna

V roku 1966 bolo organizované vo Wageningen medzinárodné sympóziu „Water in unsaturated zone“. Prvý krát na medzinárodnom fóre sa dal priestor na začlenenie pohybu vody v trojfázovom systéme pôdy pod pojem „nenасыtená zóna“. Autor schémy povodia Kraijenhoff van de Leer (1966,

1973) využil tento termín, hoci v ďalšej tvorbe používa aj termín „retencia vody v pôde“ ako aj „pôda“ na označenie vody v tejto časti systému. Autor tejto štúdie, účastník vyššie uvedeného sympózia, sa stal protagonistom interpretácie výskytu vody vo vrchnej časti litosféry s používaným termínom „voda v nenasýtenej zóne pôdy“. Rozšírenie nenasýtenej zóny na pôdu bolo urobené z toho dôvodu, že vodou nenasýtená zóna zahŕňa aj stavebné materiály, drevo, skládky rôzneho druhu a pôvodu, atď. V našej literatúre začal uvádzať tento termín. Avšak nie je možné konštatovať, že našiel široké používanie. Ďalší termín pre označenie diskutovanej oblasti litosféry je „vadose zone“ (Newman et al., 2002; Kung, 1990). Tento termín sa využíva z dôvodov odstránenia nejasnosti pri používaní termínu „pôda“, ale v schémach systému povodia sa nevyskytuje.

Zásoba vody v koreňovej zóne

K tomuto termínu sa viaže vyššie spomínané vyjadrenie k uvedenej „infiltračnej retencii“. Možno dodať, že korene poľnohospodárskych plodín siahajú od niekoľko desiatok cm až do niekoľkých metrov a tieto hĺbky sú závislé od vývojovej fenofázy vegetačného pokryvu, vlhkosti, druhu a infiltračných vlastností pôdy.

Autor tejto štúdie prešiel pre označenie vrchnej vrstvy litosféry na rozhraní s atmosférou na termín „zóna aerácie pôdy“. Tento termín nie je tiež najadekvátnejší, ale prikláňa sa k nemu z toho dôvodu, že je oproti termínu „nenasýtená zóna“ presnejší a jednoznačnejší. Termín „nenasýtená zóna“ evokuje otázku „čím nenasýtená“, zatiaľ čo zóna aerácie je jednoznačnejšie označenie. Navyše tento termín sa u nás používa v geológii a hydrogeológii.

V určitom slova zmysle možno termíny „zóna aerácie pôdy“, „nenasýtená zóna pôdy“ a „vadózna zóna“, považovať za synonymá pre označenie relevantnej oblasti litosféry.

V predkladanom referáte sa uvádza pokus o formulovanie zóny aerácie pôdy ako pod systému povodia s rozloženými parametrami spolu možnosťami interpretácie v nížinných podmienkach.

Zóna aerácie pôdy ako pod systém systému povodia

Zásoby vody v zóne aerácie pôdy (teda charakteristiky III. vodného zdroja) nie sú na území Slovenska plošne monitorované. Kvantifikácie, získané nepriamou metódou, overenou monitoringom v podmienkach Žitného ostrova a Východoslovenskej nížiny, poskytujú informatívne údaje o tom, že v poľnohospodárskych pôdach na území Slovenska sa vyskytuje takmer 7,0 mld. m³ a v lesných pôdach približne 3,9 mld. m³ vody pri vlhkosti zodpovedajúcej poľnej vodnej kapacite a približne 5,0 mld. m³ a 2,6 mld. m³ pri vlhkosti zodpovedajúcej zníženej dostupnosti vody rastlinnému krytu (Šútor – Rehák, 1999). Priamym monitoringom dynamiky zásob vody v pôde pri mocnosti pôdneho pokryvu 100 cm sa v prírodnom prostredí Žitného ostrova od roku 1989 až roku 1997 získali hodnoty pohybujúce sa pre jednotlivé pôdne druhy medzi vlhkosťami zodpovedajúcimi poľnej vodnej kapacite a bodu zníženia dostupnosti vody rastlinám (Šútor, 1998). Využitelnosť tohto vodného zdroja je daná možnosťou zapojenia do biologického produkčného cyklu. Pre tento vodný zdroj neexistuje žiadna legislatíva a teda nepoznáme ani termín „čo je kvalita zdroja pôdnej vody“, tak ako sa bežne hovorí o kvalite povrchových (I. vodného zdroja) a podzemných vôd (II. vodného zdroja). Keď porovnáme vyššie uvedené objemy vody v zóne aerácie pôdy či pre prvý alebo druhý vlhkostný stav s objemom vody v našich nádržiach, potom ešte väčšmi táto skutočnosť zaráža.

Zásoby vody v zóne aerácie pôdy, ako zdroja vody pre poľnohospodárske a lesné ekosystémy, predstavujú zdroj života pre daný región a sú pod silným pôsobením antropogénnej činnosti (výstavba diaľnic, inžinierskych tratí, regulácia tokov, emisie z priemyselných komplexov, skládka odpadov, atď.) a pod vplyvom pomalých globálnych zmien, resp. jedným z ich fenoménov známym pod pojmom skleníkový efekt alebo klimatická zmena.

V posledných rokoch práve týmto zmenám sa pripisujú záplavy v jednotlivých povodiach riek strednej Európy. Tieto záplavy spôsobili rozsiahle, nevyčísliteľné škody nielen na životoch a majetku obyvateľov v postihnutých rajónoch, ale zanechali stopy na prírodnom prostredí, ktoré majú dlhodobý charakter, resp. sú nenahraditeľné. Zásoby vody v zóne aerácie pôdy sú jednou zo zložiek prírodného prostredia na ktorých záplavy zanechávajú svoje časovo takmer nezmazateľné stopy, a to cez ich impakt na pôdu. Vyplavovaním jemných častíc, resp. kolmatáciou jej pórov, či už na povrchu alebo v nižších horizontoch, zmenou objemovej hmotnosti, zmenou chemizmu, eróziou humusu jej povrchu, deštrukciou pôdneho pokryvu zosunmi alebo odnosom, atď. sa znižujú vodné retenčné hodnoty III. vodného zdroja uvádzané vyššie, zrýchľuje sa odtok vody z povrchu pôdy, zväčšuje alebo blokuje sa

odtok vody do nižších horizontov, mení sa vzájomné spolupôsobenie hladiny podzemnej vody s pôdnym profilom, a tým sa narušuje účasť podzemných vôd na vodnej bilancii územia. Inými slovami, narušuje sa status quo interakcie jednotlivých zložiek prírodného prostredia v danom území so zákonným negatívnym účinkom na zdroj vody pre biosféru.

Okrem toho, v extrémnych meteorologických podmienkach, sa vyskytujú obdobia sucha, ktoré sú charakteristické: minimalizáciou hladinového režimu v riečnej a kanálovej sieti, vyprázdňovaním bazénu podzemných vôd, znižovaním zásob vody v zóne aerácie pôdy, klesaním výdatnosti zdrojov vody a znižovaním, resp. likvidáciou, rastlinnej produkcie v poľnohospodárskych ekosystémoch. Všeobecne, negatívne zasahuje do biodiverzity nížinných území, t.j. na rozšírenosť rastlinných druhov, čím nepriaznivo zasahuje do udržateľnosti prírodného prostredia.

Na základe uvedeného, pre kvantifikáciu tvorby, dynamiky a ochrany III. vodného zdroja je potrebné o tomto zdroji prehliť a rozšíriť poznatkovú základňu hlavne v smere jeho interakcií s procesmi prebiehajúcimi v atmosfére, vegetačnom kryte a s podzemnými vodami.

Systém povodia s rozloženými parametrami – subsystémami

Na základe vyššie uvedeného je žiadúce analyzovať – formulovať pohyb vody v systéme povodia s rozloženými parametrami, ktorý by umožňoval realizovať zapojenie retencie a dynamiky vody v zóne aerácie pôdy v jej reálnom časovom i priestorovom prejave.

Napriek značnej časovej odľahlosti publikovania schémy pohybu vody v systéme povodia, ktorú predložil Doodge (1967), je táto schéma zo všetkých uvedených najpriaznivejšia, čo sa týka zapojenia retencie a dynamiky vody v „pôde“ do jej reálnej funkcie v hydrologickom cykle.

Analýza pohybu vody v systéme povodia, ktorú predložil Doodge (1967), evokuje dať do súladu súčasné poznatky o retencii a dynamike vody v zóne aerácie pôdy s jej funkciou v hydrologickom cykle v rozmeroch povodia.

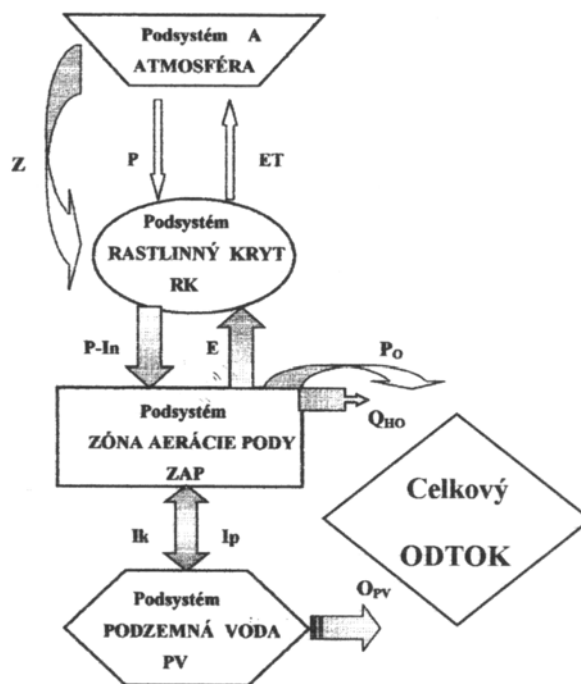
Túto schému systému povodia s rozloženými parametrami môžeme prepracovať vzhľadom na kontinuálny pohyb vody od atmosféry priľahlej k vegetačnému pokryvu, v nadväznosti na pohyb vody vo vegetačnom pokryve, pohyb vody v zóne aerácie pôdy a vo vodonosnom horizonte pod hladinou podzemnej vody (pohyb vody v riečnej, resp. v kanálovej sieti sa nahrádza okrajovými podmienkami pre filtračné prúdenie podzemnej vody na hraniciach vodonosný horizontu) a takto definovaný systém pomenovať systémom atmosféra – vegetačný pokryv – zóna aerácie pôdy – podzemná voda (ďalej len A-VP-ZAP-PV). Predložený kreovaný systém je v súlade s definíciami systému v rôznych vedných oblastiach (Doodge, 1967; Karplus, 1958; Hillel, 1977; Kraijenhoffer van de Leur, 1966) a môže sa schematicky vyjadriť tak, ako sa uvádza na **obr. 1**.

Predložená schéma pozostáva zo štyroch podsystémov: atmosféra, vegetačný pokryv, zóna aerácie pôdy, podzemná voda a celkový odtok (povrchový aj podzemný). Uvádzajú sa väzby, resp. interakčné procesy medzi jednotlivými podsystémami, kde: P – zrážky, Z – horizontálne zrážky, ET – evapotranspirácia, I_n – intercepcia vegetačného krytu, E – evaporácia z povrchu pôdy, P_o – povrchový odtok, Q_{ho} – hypodermický odtok, I_p – penetrácia vody do podzemnej vody, I_k – kapilárny prítok od hladiny podzemnej vody, O_{pv} – odtok podzemnej vody. Vyznačené spolupôsobenie medzi zónou aerácie pôdy a podzemnou platí v prípade, keď medzi nimi existuje hydraulický kontakt. V opačnom prípade tok vody I_p predstavuje penetráciu vody do nižšie položených geologických štruktúr. Takto kreovaný systém povodia prioritizuje problematiku retencie vody, ktorá sa zo zrážok v povodí akumuluje, oproti uvedením schémam systému povodia v prvej časti štúdie, kde v centre pozornosti je odtok vody z povodia, t.j. transformácia zrážok na odtok.

Geometricky vymedzené priestorové útvary systému A-VP-NZ-PV pre výskum pohybu vody v ňom prebiehajúcich

Základnou priestorovou jednotkou pre výskum hydrologických javov územia je povodie. Veľmi dôležitou otázkou je vymedzenie podobnej geometrie systému A-VP-NZ-PV, kde podsystém zóna aerácie pôdy môže byť študovaný v plnej zložitosti reálnych prebiehajúcich procesov a v nadväznosti na ďalšie podmienky. Rozhranie, resp. hranice medzi podsystémami A,VP, ZAP a PV boli už determinované. Teraz je potrebné stanoviť ďalšie geometrické rozmery, resp. hranice, ktoré vymedzia vody, kvantifikáciu procesov pohybu vody a členov bilančnej rovnice zóny aerácie pôdy. Vymedzenie objemovej štruktúrnej jednotky systému je základnou jednotkou diskretizácie územia pre kvantifikáciu zložiek vodnej bilancie.

Obr. 1 Schématická schéma systému povodia s rozloženými parametrami vhodných geometrických útvarov systému A-VP-NZ-PV pre štúdium kontinuálneho pohybu



Kontrolovaný objem systému A-VP-ZAP-PV

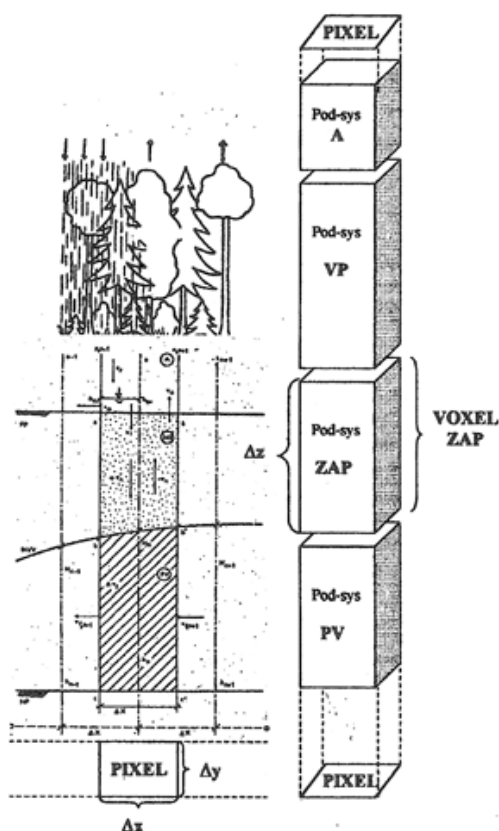
Výskum procesov pohybu vody v zóne aerácie pôdy v laboratórnych podmienkach sa realizuje na vzorkách pôdy, ktoré sú vo väčšine prípadov vytvárané z presne definovaných frakcií pôdy alebo iného pórovitého materiálu, priamo v laboratórnych podmienkach. Homogenita vzoriek sa stala základnou požiadavkou pre úspešné riešenie študovaného procesu pohybu vody. To platí aj pre homogenitu jednotlivých vrstiev, z ktorých sa skladá vzorka pôdy. Rozmery takto pripravovaných vzoriek pôdy sa pohybujú od rozmerov Kopeckého valčeka (tento rozmer pôdnej vzorky môžeme považovať za dolnú hranicu objemu vzorky) až po rozmerné fyzikálne modely. Iná je situácia pri používaní monolitov, resp. neporušených vzoriek pôdy, odobratých v prírodných podmienkach. V tomto prípade sa musia brať na stanovenie jeho geometrie určité kritériá. Vzorka pôdy musí mať rozmery *reprezentatívneho elementárneho objemu pôdy* (Hillel, 1973). Je to objem pôdy, ktorý keď zmenšujeme, menia sa aj jeho hydrofyzikálne charakteristiky, t.j. na jeho vlastnosti vplýva mikroštruktúra pôdy, rozdelenia pórov podľa veľkosti, ich tvar, spôsoby prepojenia do kontinuálnych spojných ciest, zvlnenie spojných ciest (tortuosita), atď. Keď tento objem zväčšujeme (ak predpokladáme určitú homogenitu makroštruktúry), hydrofyzikálne charakteristiky nemenia svoje hodnoty. U piesočnatých pôd je to objem niekoľkých 10 cm^3 , u piesočnato-hlinitých niekoľko 100 cm^3 , u stredne ťažkých a ťažkých pôd objem až o niekoľkých m^3 (Šútor, 1976).

Z tohto pohľadu vnímame možnosť štúdia procesov pohybu vody v zóne aerácie pôdy na neporušených vzorkách pôdy v laboratórnych podmienkach. Zatiaľ čo u piesočnatých a ľahkých pôd je postačujúca geometria prijateľná pre laboratórne podmienky, u stredne ťažkých a ťažkých pôd to existencia privilegovaných ciest (Doležal, Kutílek, 1972; Šútor, Radčenko, Němec, 1976; Šútor a kol., 2002) nedovoľuje. Pre stredne ťažké a ťažké pôdy, ktoré sa prejavujú napučívaním a zmršťovaním na odobratých vzorkách v laboratórnych podmienkach sa študuje sústava *obal vzorky - vzorka pôdy*. Preto sa v laboratórnom výskume týchto pôd používajú vzorky pôdy s presne definovateľnými interakciami s ich obalmi. Takto je teda definovaný objem vody, využívaný pre výskum v laboratórnych podmienkach, vzhľadom na jeho mikroštruktúru a makroštruktúru.

Definovať geometrický objem systému A-VP-ZAP-PV tak, aby procesy prebiehajúce v zóne aerácie pôdy mali charakter a podmienky definovaného systému, je potrebné zachovať v prvom rade väzbu a interakciu podsystemu ZAP s jeho ďalšími podsystemami, t.j. A, VP a PV.

Pre analýzu tvorby vodného režimu a dynamiky vody zásob v zóne aerácie pôdy je potrebné zo systému A-VP-ZAP-PV vymedziť základnú priestorovú jednotku, zabezpečujúcu podmienky interakčných javov prenosu vody v uvedenom systéme. Pomenujeme túto jednotku *kontrolovaným objemom systému atmosféra – vegetačný pokryv – zóna aerácie pôdy – podzemná voda*, skrátené **KOS A-VP-ZAP-PV**. Pre jeho definovanie analyzujeme jednorozmerný interakčný pohyb vody vo vymedzenom segmente systému A-VP-ZAP-PV zo zvislej súradnicovej roviny XOZ podľa **obr. 2**. Zvoľme v tejto rovine tri rezy $n+1$, n , $n-1$, vzdialené od seba Δx . Vymedzme ďalšie rezy medzi $n+1$ a n , s označením $n,n+1$, n a medzi n a $n-1$ s označením $n,n-1$. Ak predpokladáme, že úseky Δx sú jednotkové podobne ako šírka, filtračného prúdu podzemnej vody potom rezy $(n,n+1, n)$ a $(n, n,n-1)$ vymedzujú rovinu rezu KOS A-VP-ZAP-PV vo zvislej súradnicovej rovine. KOS A-NZ-PV je konvenčnými hranicami vymedzená časť kontinua systému, ktorého geometrický útvar je štvorboký hranol, so základňami definovaných dĺžok.

Obr. 2 Vymedzenie geometrických hraníc systému atmosféra – vegetačný pokryv – zóna aerácie pôdy – podzemná voda pre získavanie charakteristík vodného režimu zóny aerácie pôdy numerickou simuláciou na matematickom modeli



V súlade so základnými princípmi rastrovej reprezentácie priestorového objektu v GIS-e (Tuček, 1998) hornú a dolnú základňu KOS A-VP-ZAP-PV môžeme pomenovať „pixlom“ (plošná buňka rastu) a trojrozmernú variantu pixlu, tj. štvorboký hranol, termínom „voxel“.

Vrchná základňa (pixel) je vymedzená na rozhraní podsystémov A – VP, resp. VP – ZAP, t.j. – na povrchu pôdy a dolná na nepriepustnom podloží. Dve hrany vrchnej základne sú totožné so smerom osi "X" kartézskej súradnicovej sústavy, v smere ktorej na povrchu pôdy môže vzniknúť povrchový odtok a pod hladinou podzemnej vody v tomto smere prúdi podzemná voda. Vymedzený objem (voxel) je fixný, so zvyšnou časťou kontinua systému interaguje cez vymedzené hranice, a to na jednom alebo na viacerých miestach vymedzených hraníc. Takto definovaný objem slúži pre kvantifikáciu retencie vody počas hydrologického cyklu, pre pozorovanie režimových charakteristík (premenných stavu jednotlivých podsystémov) a pre štúdium zákonitostí, ktorým sa pohyb vody v systéme A-VP-ZAP-PV podriaďuje. V prípade diskontinuity zóny aerácie pôdy s hladinou podzemnej vody môže byť dolná základňa situovaná v súlade s predchádzajúcimi úvahami o dolnej hranici zóny aerácie pôdy.

Vyššie definovaný geometrický útvar objektu KOS A-VP-ZAP-PV umožňuje definovať územie ako množinu priestorovo na seba naväzujúcich elementov – voxlov, rôzneho tvaru a veľkosti, ktoré kompletne zaplňajú skúmaný priestor územia, v našom analyzovanom prípade, povodia. V súlade s uvedeným na povrchu povodia základným zobrazovaním elementom, resp. zobrazovanou bunkou plochy, je pixel. Tvorí základ výpočtovej siete, ktorej štruktúra spravidla býva štvorcového tvaru avšak tento výber je závislý od charakteru riešenia problému.

Na základe uvedeného možno konštatovať, že úspech kvantifikácie retencie a dynamiky zásob vody v zóne aerácie pôdy v dimenziách povodia numerickou simuláciou na matematických modeloch je závislé predovšetkým na determinácii priestorovej variability „pedosféry“ (pedoprofilov) k adekvátnemu charakterizovaniu „voxlu“ (pozri obr. 2). V tomto smere pedológia a jej rozvoj stimuluje rozvoj hydrologie zóny aerácie pôdy.

Záver

Zóna aerácie pôdy (ZAP) je interpretovaná ako podsystem systému povodia, t.j. ako súčasť hydrologického cyklu v rámci geometricky vymedzeného povodia (obr. 1). Jednotlivé časti povodia, majú geometrickú interpretáciu. Signifikantné sú: plocha povodia, riečna sieť, kanálový systém, bazén podzemnej vody a vegetačný pokryv. Uvedené geometrické vymedzenia umožňujú kvantifikáciu procesov pohybu a retencie vody v týchto častiach povodia.

Pre zapojenie podsystemu ZAP, so súčasnými poznatkami o procesoch pohybu vody a dynamike zásob v ZAP, do reálnej väzby s ostatnými podsystemami systému povodia sa vymedzujú trojrozmerné geometrické útvary. Základnou štruktúrnou jednotkou (útvárom) je „kontrolovaný objem systému“ atmosféra – vegetačný pokryv – zóna aerácie pôdy – podzemná voda, v skratke KOS A-VP-ZAP-PV (obr. 2). V súlade so základnými princípmi rastrovej reprezentácie priestorového objektu v GIS-e, horná a dolná základňa KOS A-VP-ZAP-PV je pomenovaná ako „pixel“ (priestorová bunka rastru) a trojrozmernú interpretáciu pixlu, t.j. štvorboký hranol, termínom „voxel“. S využitím tejto zobrazovanej jednotky sa interpretujú metodické postupy pre kvantifikáciu pohybu vody vo vertikále systému A-VP-ZAP-PV v podmienkach nížinnej oblasti, t.j. pre prípad absencie povrchového odtoku a sú diskutované možnosti využitia základnej zobrazovanej jednotky pre sklonové územie.

Literatúra

- BEVEN, K.J. - KIRBY M.J. (1979): Consideration on the development and validation of a simple physically-base, variable contributing area model of catchment hydrology. In: Surface and subsurface hydrology (Edit. H.J. Morel-Seytoux), Fort Collins, Colorado, USA, p. 23 – 36.
- DOLEŽAL, F. - KUTÍLEK M. (1972): Flow of water in swelling soil. Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media.Proc. Symp., Guelph, p. 292 – 305.
- DOODGE, F.C.I. (1967): The hydrologic Circle as a closed system. In: Proc. Int. Hydrol. Symp., (Edit.H.J.Morel-Seytoux), Fort Collins, Colorado, USA.
- HILLEL, D. (1973): Soil and Water. AP, New York, 250 p.
- HILLEL, D. (1977): Computer simulation of soil-water dynamics: A compendium of recent work. Ottawa, IDRC, p. 214.
- HLAVČOVÁ, K. - SZOLGAY, J. - PARAJKA, J. - ČUNDERLÍK J. (2000): Modelovanie vplyvu zmeny klímy na režim odtoku v regióne stredného Slovenska. NKP 9/00, Bratislava, s. 15 – 38.
- HRAŠKO, J. - BEDRNA Z. (1988): Aplikované pôdoznanectvo. Příroda, Edícia rastlinná výroba, Nitra, 473 s.
- ISHAQ, A.M. - HUFF D.D. (1979): Hydrologic source areas. B. Runoff simulations. In: Modelling hydrologic processes (Edit. H.J. Morel-Seytoux), Fort Collins, Colorado, USA, p. 511 – 523.
- KARPLUS, W.J. (1958): Analogue simulation. McGraw-Hill Book Comp., New York, p. 312.
- KRAIJENHOFF van de LEUR, D.A. (1973): Rainfall-runoff relations and watershed runoff. In: Drainage principles and applications.II. Theories of field drainage and watershed runoff. Wageningen, pp. 245 – 320.
- KRAIJENHOFF van de LEUR, D.A. (1966): Runoff models with linear elements. In: Recent trends in hydrograph synthesis. Versl. En Meded.Comm, Htdrol.Onderz. TNO 13, The Hague, p. 107.
- KUNG, K.J.S. (1990): Preferential flow in a sandy vadose zone. 2. Mechanism and implications. Geoderma 46, 59 – 71.

- NEWMAN, G. - NEWMAN, L. - KRAHN, J. (2002): Two dimensional evaporative flux seepage analysis. In: Proc. Canadian geotechnical conference, Calgary, p. 8.
- RADČENKO, I. - ŠÚTOR, J. - NĚMEC, J. (1976): Výskum drenážneho prúdenia podzemnej vody na poľnom modeli. Vodohosp. Čas., 24 s.
- SLAVÍKOVÁ, J. (1986): Ekológia rastlín. SPN, Praha, 366 s.
- SZOLGAY, J. - HLAVČOVÁ, K. - MOSNÝ, V. - PARAJKA J. (1997): Časové a priestorové zmeny hydrologickej bilancie na území východného Slovenska. Vydavateľstvo STU, Bratislava, 213 s.
- ŠÚTOR, J. (1976): Vplyv rýchlosti klesania hladiny podzemnej vody na pohyb vody v nenasýtenej zóne. Vodohosp. Čas., 24, s. 94 – 101.
- ŠÚTOR, J. (1998): Monitorovanie, spracovávanie a interpretácia zásob vody v zóne aerácie pokryvnej vrstvy Žitného ostrova [Výskumná správa z monitoringu za roky 1989 – 1997], ÚH SAV, April 1998, zv. I. až zv. III., s. 300.
- ŠÚTOR, J. - REHÁK, Š. (1999): Evaluation of dispensable water supply in soil for biosphere in the area of Žitny ostrov. In: Scientific Papers of the Research Institute of Irrigation. Bratislava, No 24, pp. 173 – 187.
- ŠÚTOR, J. - GOMBOŠ, M. - MATI, R. - IVANČO, J. (2002): Charakteristiky zóny aerácie pôd Východoslovenskej nížiny, ÚH SAV – ASCO Bratislava, 217 s.
- TUČEK, J. (1998): Geografické informačné systémy – GIS. Vydavatelství a nakladatelství Computer Press, Praha, 423 s.

Perspektívne smery vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd na Slovensku

Perspective Trends in Soil Classification and Land Evaluation Development in Slovakia

(Hlavný referát k téme II. Pôdy progresívne metódy výkumu, klasifikácie a hodnotenia)

Bohdan JURÁNI

*Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra pedológie, Mlynská dolina B-2,
842 15 Bratislava, SR, e-mail: jurani@fns.uniba.sk*

Abstrakt

V poslednej dobe niekoľko pôdoznalcov prezentuje svoje pripomienky voči koncepcii pedonu, ktoré sa zamerali hlavne na:

- skutočnosť, že sa pedon neuznáva ako prirodzená jednotka pôdneho krytu,
- považujú morfológické laterálne ohraničenie za umelé,
- genéza pedonu sa integruje vertikálne bez zohľadnenia laterálnej dynamiky a tiež bez zohľadnenia morfológickej hranice medzi horizontmi.

Mimo týchto morfológických štúdií je možné vstupovať do pedologických systémov. Pedologický systém je súbor objemov, ktoré sú vo vzťahu v zmysle spoločnej evolučnej dynamiky.

Kľúčové slová: klasifikácia pôd, hodnotenie krajiny, pedologické systémy

Abstract

In last period, several soil scientists are presenting reserves against pedon conception which consist mainly in:

- they do not consider it as a natural unit of soil cover,
- they consider morphological lateral enclosure as artificial,
- a genesis of pedon is interpreted vertically, without any lateral dynamics taking into consideration, but also without taking into consideration of morphological boundary between horizons.

Out from those morphological studies it is possible to go into pedological systems. Pedological system is set of volumes, which are in relation in sense of common evolution dynamics.

Keywords: soil classification, land evaluation, pedological systems

Úvod

Pri hodnotení perspektívnych smerov vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd na Slovensku, nevyhnutne narazíme na základnú otázku, ktorá sa ale nedotýka len pôd: „Prečo klasifikujeme?“

Odpoveď na túto otázku dal Cline už v r. 1949: Účel akejkolvek klasifikácie je snaha o zorganizovanie poznatkov tak, aby vlastnosti objektu mohli byť ľahko zapamätateľné a ich vzťahy k určitému cieľu boli čo najzrozumiteľnejšie. Z toho vyplýva, že:

1. Klasifikácie sú umelé ľudské triedenia a nie pravdy (fakty), ktoré sa dajú objasniť.
2. Klasifikácie sú triedenia klasifikovaného objektu, ktoré majú pomôcť:
 - a. zapamätať si vlastnosti objektu.
 - b. vidieť vzťahy medzi klasifikovanými objektmi.

3. Klasifikácie sú zoradené abstrakty našich súčasných poznatkov, preto musia byť konštruované tak, aby bolo možné do nich ľahko vkladať nové poznatky. (*Musí to byť teda otvorený systém*).
4. Jednotlivé klasifikácie majú svoje ciele. Preto pre rôzne ciele sú konštruované i rôzne klasifikácie. Je ich toľko, koľko je cieľov.

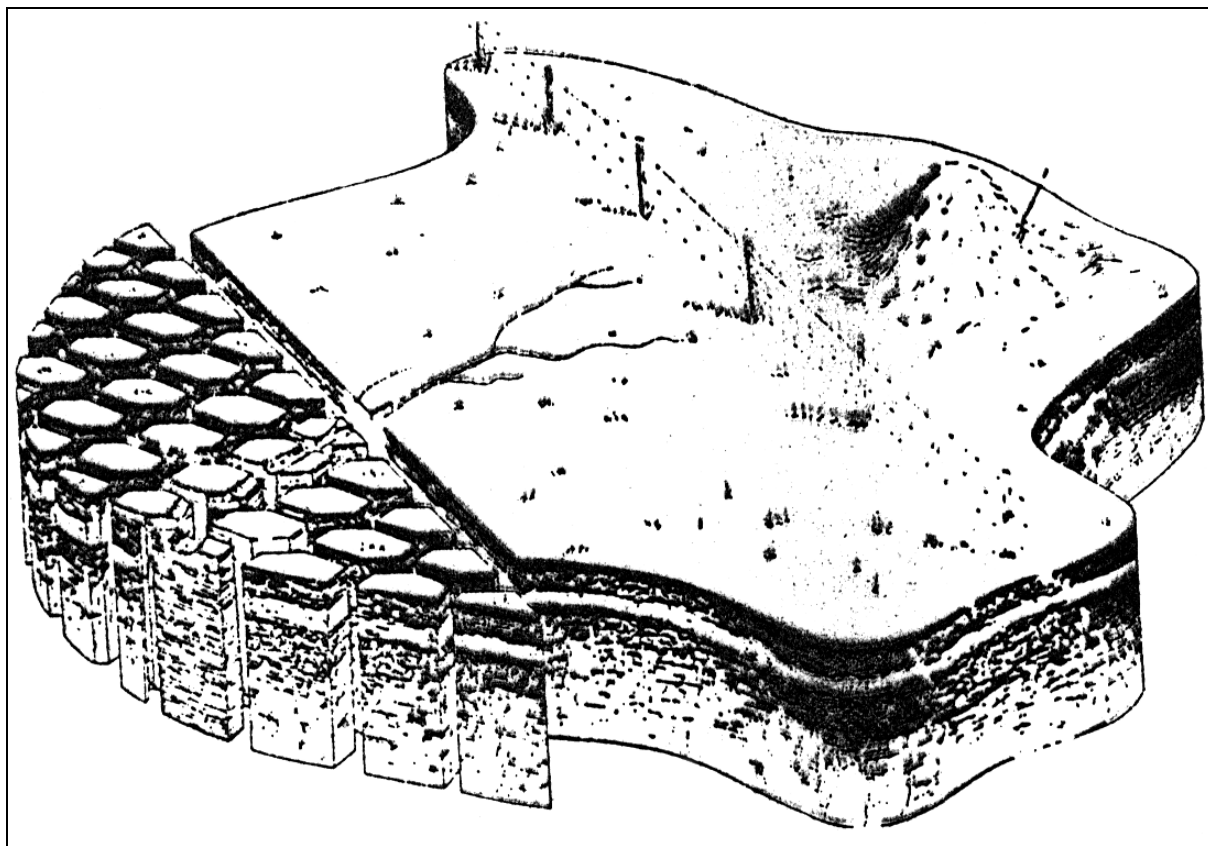
Ďalšou dôležitou otázkou, súvisiacou s danou témou je otázka: „Čo klasifikujeme?“

Ak chceme klasifikovať pôdy, najprv s musíme zhodnúť na tom, čo je pôda, teda vypracovať koncept základnej pôdnej jednotky – pôdneho individua, ktoré je objektom pôdnej klasifikácie.

Pôdne individuum možno definovať ako najmenšie pôdne teleso, ktoré je možné definovať ako vec, úplne a samostatne. Ide teda o koncept pôdneho pedonu, ktorý je podľa Clineho 1963 možné definovať ako malé, trojrozmerné pôdne teleso s takou laterálnou dimenziou, ktorá umožňuje študovať formy horizontov a ich vzťahy.

Klasifikácia pôd v posledných približne päťdesiatych rokoch je vo väčšine štátov, vedome, či podvedome, položená na týchto základoch.

Až doteraz, temer všetky významné svetové ale i národné pôdne klasifikácie sú klasifikáciami pedónov (vertikálnych kombinácií pôdnych horizontov), za pomoci diagnostických horizontov, vlastností a materiálov. Takto to v plnom rozsahu platí pre americkú Soil Taxonomy, alebo i pre World Reference Base for Soil Resources, ale tiež pre náš MKSP.



Pedologické systémy

V poslednom období však viacerí renomovaní pedológovia (Ruellan, FitzPatrick a i.) vznášajú výhrady voči koncepcii pedonu, ktoré spočívajú v tom, že:

- ho nepokladajú za prirodzenú jednotku pôdneho krytu,
- jeho morfológické laterálne ohraničenie pokladajú za umelé,
- jeho genéza je interpretovaná vertikálne, bez ohľadu na laterálnu dynamiku a vzťahy, ale aj bez toho, aby morfológické hranice medzi horizontmi boli brané do úvahy.

Pôdnu mapu, zostavenú na základe pedonu pokladajú za umelú, približnú a statickú reprezentáciu reality a funkčnosti pôdnej pokrývky. Toto sťažuje využitie takýchto pôdných máp pre vedecké a praktické účely, najmä pri:

- riešení organizačných a funkčných problémov pôdnej pokrývky,
- hodnotení kvality vody a ovzdušia a ich prenosov, erózie a ďalších pôdných degradácií, vo vzťahu k ľudským aktivitám a využitiu pôdy.

Súčasný stav, založený na charakteristike, genetickom význame a elementárnej organizácii horizontov a hlavne na vertikálnej superpozícii horizontov, predstavuje mapovanie pôdných typov, čo nie je skutočná organizačná jednotka, ale observačná jednotka.

Na druhej strane, iba relatívne málo štúdií bolo urobené vo vzťahu k trojdimenzionalnej priestorovej organizácii pôdneho krytu. Cieľom takýchto štúdií je objaviť a porozumieť skutočnej dynamike pôdných jednotiek (pedologických systémov), porozumieť vzťahom medzi pedosférou a: litosférou, hydrosférou, atmosférou a biosférou. Takéto štúdie sú základom pre vizualizáciu, klasifikáciu, reprezentáciu a využitie pôdnej reality.

Ďalším kľúčom pre tieto detailné štúdie je morfológické štúdium pedologických hraníc, limitov:

- hranice a prechody medzi rozličnými typmi akumulácií, ktoré existujú bok po boku v jednom horizonte,
- vertikálne a laterálne hranice a prechody, ktoré existujú medzi horizontmi.

Takéto morfológické štúdie hraníc a limitov sa dotýkajú modifikácií štruktúry a ich súčastí. Majú byť interpretované v zmysle dynamickej evolúcie ako dynamický transformačný front.

Z týchto morfológických štúdií je možné prejsť do pedologických systémov a ich dynamiky. Pedologický systém je set (súbor) objemov, ktoré sú vo vzťahu v zmysle bežnej evolučnej dynamiky. Pedologický systém je definovaný objemami a vzťahmi medzi objemami, platnými v sekvencii. Pedologický systém je tiež definovaný stavom vývoja.

Záver

Čo zo súčasných vedomostí sa dá využiť pre zavedenie „pedologického systému a transformačného frontu“ v pôdnej klasifikácii a kartografii?

1. Pôdne horizonty a ich dobré rozpracovanie. Chýba dobrá identifikácia a interpretácia rôznych typov morfológických hraníc a prechodov transformačných frontov, ktoré existujú vertikálne a laterálne medzi horizontmi.
2. Pre pedologické systémy ešte stále chýbajú údaje o hlavných typoch, ktoré existujú na celom svete.
3. Prvý zoznam pedologických systémov bol zostavený na podklade prác od r. 1960. Tieto systémy môžu byť identifikované a mapované na celom svete.

Literatúra

- CLINE, M.G.: Basic principles of soil classification. Soil Sci. 67, 1949, pp.: 81 – 91.
- CLINE, M.G.: The changing model of soil. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 25, 1963, pp. 442 – 446.
- DIJKERMAN, J.C.: Introduction to pedology. AU Wageningen, 1971, p. 147.
- FAO-UNESCO: Soil map of the world. Revised legend with corrections and updates. Technical paper 20, ISRIC, Wageningen, 1997, p. 140.
- FITZPATRICK E. A.: Osobné zdelenie.
- ISSS-ISRIC-FAO: World reference base for soil resources. World soil resources reports. FAO Rome, 1998, p. 88.
- KOLEKTÍV: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, SPS, Bratislava, 2000, p. 74.
- RUELLAN A.: Classification of pedological systems: a challenge for the future of soil science. In: 17th World Congress of Soil Science Transactions. Bangkok, Thailand 2002 p. 31-1 – 31-9.
- SOIL SURVEY STAFF: Keys to Soil Taxonomy. USDA/NRCS, Washington D.C, 1998, p. 326.

Inovačné metódy a technológie pôdneho prieskumu, klasifikácie a hodnotenia pôd

Innovation Methods and Technologies for Soil Survey, Classification and Assessment

(Koreferát k téme II. Pôdy - progresívne metódy výskumu, klasifikácie a hodnotenia)

Jaroslava SOBOCKÁ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 827 13 Bratislava Gagarinova 10,
Slovenská republika, e-mail: sobocka@vupu.sk*

Abstrakt

Pôdny prieskum sa vyvíja v kontexte zmenených požiadaviek na pôdnu informáciu. Z tohto dôvodu treba stanoviť nový koncept krajiny a kvality pôdy, hlavné domény riadenia pôdnych zdrojov a budovanie pôdnych informačných systémov. To sa premietne do vytvorenia nových koncepcií klasifikácií a hodnotenia pôd, ktoré budú odrážať súčasné trendy vývoja krajiny a pôdy. Využívanie nových teoreticko-metodologických a technologických prístupov umožní interpretačné možnosti pôdnych zdrojov v novom svetle, v kontexte s jej nanovo definovanými funkciami. Medzi hlavné technológie výskumu a hodnotenia pôd by mali patriť zdokonalené spôsoby terénneho a laboratórneho merania, diaľkový prieskum Zeme, modelovanie a trojrozmerná virtualizácia a mapovanie. Pôdne mapy by mali prejsť zo statických prezentácií na dynamické interaktívne systémy. K tomu je potrebné využívať metódy GISu, metódy logiky fuzzy množín, umelú inteligenciu, teórie reprezentatívnej informácie, priestorové analýzy, ap.

Kľúčové slová: inovačné metódy, pôdny prieskum, informačné technológie, DPZ, umelá inteligencia, fuzzy klasifikácia

Abstract

Soil survey has been developing in the context of changed requirements on soil information. Therefore there is necessary to determine a new concept of landscape and soil quality, main domains in soil resources control and soil information systems building. This will be recognized into a new concept of soil classification and assessment which will be reflected up-to-date trends in landscape and soil development. Use of new technological approaches will enable interpretation options of soil resources in a new light, in context with newly defined soil functions. Among dominating research technologies of soil survey and assessment should belong improved methods of field and laboratory measurements, remote sensing, modelling and three-dimensional virtualization and mapping. Soil maps should be transformed from static presentation to dynamic interactive systems. For this there is a need to use GIS methods, fuzzy set logic methods, artificial intelligence, theory of representative information, etc.

Keywords: innovation methods, soil survey, information technologies, remote sensing, artificial intelligence, fuzzy classification

Úvod

Systematické pôdozvedecké prieskumy sa začali na Slovensku ako v mnohých krajinách sveta približne v polovici minulého storočia. Prieskumy boli vyvolané naliehavou potrebou zabezpečenia potravinovej výroby, pričom sa zdôrazňovala a vyžadovala lokalizácia vhodných území pre vývoj

poľnohospodárskej a lesnej krajiny. So zvyšovaním populácie a zvyšovaním požiadaviek na pôdny prieskum pôd z hľadiska poľnohospodárskych a environmentálnych aspektov bolo potrebné a nevyhnutné vypracovať mapy detailnejších mierok a podrobnejšie databázy vlastností pôd. Súčasne rástli náklady na pôdny prieskum a pri znižovaní objemu finančných prostriedkov na výskum sa poľnohospodárske a vedecké inštitúcie stretávali s veľkými problémami.

Vývoj vedecko-informačnej technológie bol podnietený a aplikovaný predovšetkým v oblasti inventarizácie a využívania pôdnych zdrojov. V pôdoznaleckej sfére je badať veľkú snahu realizovať celkový potenciál tohto vývoja a hlavne aplikácie v mnohých smeroch pôdoznaleckých disciplín. Zisťujeme, že mnohí pôdoznalci už pracujú vo sfére aplikácií informačnej vedy a mnohé ústavy investovali mnoho finančných zdrojov do ich výskumu a vývoja.

Objektom výskumu environmentálnych a prírodných zdrojov je celkový udržateľný vývoj krajiny, ktorý je mnohostranný a rôznorodý. Zahrňuje nielen poľnohospodárske a lesné oblasti, ale aj územia urbanizované, priemyselné, vidiecke usadlosti, územia banských hál, výsypiek, rôznych depónií a ostatných antropickou aktivitou narušených oblastí. Problémy prírodných zdrojov zahrňujú stratu produktivity produkčných oblastí, stratu mokradí, deforestáciu, zmenu biologickej diverzity, eróziu, dezertifikáciu a ostatnú degradáciu, ktoré vyúsťujú do ohromných ekonomických a spoločenských strát. Kontakt obyvateľstva s prírodnými zdrojmi, ktoré sú degradované z rôznych príčin, postihuje zdravie populácie a kvalitu krajinných a akvatických systémov. Všetky tieto fenomény sú ovplyvnené očakávanou klimatickou zmenou paralelne s intenzívnou činnosťou človeka. Môžeme teda očakávať synergetický účinok intenzívneho tlaku antropizačných faktorov na pôdu a krajinu a očakávanej klimatickej zmeny. Jeho následkami môžu byť zmeny krajiny v dôsledku dezertifikácie, degradácie s ďalekosiahlymi globalizačnými účinkami.

Už v súčasnom období sme svedkami hľadania východísk na lokálnej, regionálnej, národnej a medzinárodnej úrovni. Tieto východiská by mali viesť k ekonomickému rastu a zmierneniu chudoby za účasti všetkých sektorov. Politika využívania krajiny musí byť postavená na pevnom základe informácie o prírodných zdrojoch, na vedeckých poznatkoch, zdôvodňujúcich oprávnené požiadavky za účasti skúsených a technicky dobre vybavených vedcov. Títo by mali pomáhať pri realizácii zámerov a rozhodnutí politikov vrátane formulácie zadaných problémov.

Pokrok v počítačovej technológii a informatike vychádza z hlavných zlomových bodov:

- nové využívanie pôdnej informácie;
- nové metódy tvorby pôdnych máp;
- vývoj špecializovaných senzorov a metód pôdnej analýzy pre zdokonalené a spoľahlivejšie merania pôdnych vlastností;
- vývoj a tvorba klasifikačných systémov súvisiace s novými požiadavkami na pôdny prieskum a rešpektujúcich zmeny pôdneho fondu.

Súčasne s týmito vedeckými a technologickými zmenami zvyšujú náklady na tvorbu máp a súčasne sa objavuje veľký počet užívateľov týchto informácií. Je všeobecná snaha vytvárať účinný a nákladovo efektívny program, ktorý dokáže aplikovať inovačné technológie, t.j. vytvárať údaje a transformovať ich do modelových procesov. To vyžaduje otestovanie starých konceptov, princípov a prístupov, ktoré zatiaľ vládnu v tradičných pôdnych prieskumoch. Konečne pôdny prieskum tiež mení svoju úlohu, od hodnotenia pôdnych zdrojov do zakomponovania monitoringu pôdnych podmienok a definovania ekologických a environmentálnych funkcií pôdy. Potom podstatnou doménou výskumu je nová kvalita pôdy, ktorej vyjadrenie a definícia by sa mala zakladať na moderných prístupoch a informačných technológiách.

Požiadavkou všetkých krajín je prijať politiku, ktorá podporuje vzájomné ciele o zdravej pôde, čistej vode a udržateľnom hospodárení. Naplniť tieto požiadavky splňa program, ktorý nesie kvalitu zdrojových podmienok, vhodné technológie pre využívanie krajiny. Systém má pracovať s užívateľmi krajiny, ktorí dokážu implementovať tieto technológie a environmentálnu politiku do manažmentu udržateľného poľnohospodárstva, lesníctva a celkovej krajiny.

Ciele

Cieľom príspevku je poskytnúť prehľad inovačných technológií a metód používaných v pôdnom prieskume, v klasifikácii pôd ako aj v hodnotení pôdneho fondu, t.j. utvoriť ucelenú predstavu o možnosti využitia pôdnej informácie a metód spracovania. Zakladá sa na:

- definovaní vývoja pôdneho prieskumu v kontexte zmenených požiadaviek na pôdnu informáciu: treba nanovo definovať koncepčné pojmy ako sú kvalita krajiny a kvalita pôdy, domény riadenia zdrojov, pôdne informačné systémy;
- definovaní inovačných terénnych postupov: moderné spôsoby merania v teréne, využívanie materiálov diaľkového prieskumu Zeme, virtuálna predstavivosť, modelovanie a mapovanie;
- konštrukcii novej generácie pôdných máp: prechod od statických prezentácií na dynamické interaktívne systémy: využívanie geografického informačného systému, matematických metód fuzzy logiky, geoštatistických metód, a pod.;
- vytvorení nových metód riadenia a hodnotenia pôdneho fondu ako umelej inteligencie, teórie reprezentatívnej informácie, staticko-priestorových analýz, pod.
- vývoji a tvorbe klasifikačných systémov rešpektujúcich zmeny pôdneho fondu, pričom dávame dôraz na detailné klasifikovanie antropogénnych a urbánnych pôd, ktoré sú v súčasných podmienkach vo fáze vývoja.

Tento trend smerovania pôdneho prieskumu vyžaduje:

- vývoj novej generácie výskumných pracovníkov a reštrukturalizáciu pôdoznaleckých ústavov, t.j. môžeme očakávať typ nového budúceho pôdoznalca a zmenené požiadavky na štruktúru ústavov;
- prístupnosť nových inovačných technológií s ich budúcim smerovaním, t.j. vytvoriť nové oblasti výskumu a pôdoznalecké prieskumy z hľadiska nových technologických prístupov;
- prehodnotiť nové technológie prístupné pre pôdny prieskum, zabezpečiť manipuláciu s údajmi a vytvoriť nové podmienky pre dodávanie informácií užívateľom;
- vytvoriť pilotné štúdie rôznych aplikácií geografickej informačnej vedy, umelej inteligencie, teórie reprezentatívnej informácie a ostatných vied týkajúcich sa pôdneho prieskumu;
- vytvoriť možnosti poznatkovej bázy založenej na systéme využívania domácich poznatkov, internetovej technológie, e-mailovej výučby, na poznaní národných, regionálnych a globálnych pôdných informačných systémov.

Výsledky a diskusia

Vývoj inovačných technológií

Technologický pokrok spôsobil najmä v 90. rokoch minulého storočia exponenciálny nárast využívania počítačov vo všetkých sférach ľudskej spoločnosti. Nevyhnutnosť efektívneho spracovania a prenosu informácií pochádzajúcich z množstva rôznych zdrojov zvyšuje požiadavky na ich správu, integráciu, syntézu a vyhodnocovanie. Takmer vo všetkých sférach vedy a spoločnosti došlo k nárastu všeobecnej počítačovej gramotnosti. Tak ako do mnohých vedeckých oblastí aj do pôdoznaleckých vied prenikol trend využívania informácie založený na nových informačných systémoch spracovania a využívania, t.j. trend informatizácie. Aj rozvoj geografických informačných systémov ako podmnožiny informačných technológií podmienil predovšetkým výrazný technický pokrok v počítačovej oblasti. V oblasti hardwaru a softwaru sme svedkami exponenciálneho nárastu výkonných a kvalitných prístrojov a prostriedkov, s vyšším dôrazom na grafiku a multimédiá, štandardizáciu a používateľskú prispôsobivosť. Potreba komunikácie podnietila rozvoj počítačových sietí na všetkých úrovniach. GIS zaznamenávajú široké prieniky s inými technológiami pre prípravu, spracovanie, analýzu a vizualizáciu polohovo lokalizovaných údajov.

Vývoj geografických informačných systémov

Predpoklad fungovania geografického informačného systému sa zakladá na štyroch komponentoch: hardwaru, softwaru, databázy (údajov) a personálneho zabezpečenia. Všetky zložky predstavujú vysoké finančné nároky, ktoré je potrebné pre GIS zabezpečiť. Okrem toho je potrebné neustále vytvárať finančné prostriedky pre inovačné programy vyšších úrovní využívania GISu, nakoľko vývoj v tejto oblasti zďaleka nie je ukončený a poskytuje stále širšie a dokonalejšie výstupy s dôrazom na presnosť a kvalitu. Spôsoby využívania GISu možno rozdeliť na 3 skupiny:

- ako nástroj pre tvorbu kartografických prezentácií;
- ako databáza priestorových údajov;
- ako nástroj pre priestorové analýzy a modelovanie.

Integrácia a previazanosť GISu s inými vednými odbormi je na jednej strane motorom vývoja, na druhej strane však prináša viacero problémov: nejednotné metodické prístupy a terminológiu, absenciu výmenných údajových formátov vyššej úrovne. Objavuje sa potreba hľadania efektívnej komunikácie, kde je potrebné skĺbiť schopnosť mladých ľudí rýchlo zvládnuť technológiu s teoretickými a praktickými skúsenosťami starších vedeckých pracovníkov.

Na druhej strane mnohí užívatelia GISových výstupov nie sú schopní tak rýchlo absorbovať súčasný technologický vývoj. Majú problémy s pochopením vyjadrovacích možnosti súčasných metód a technológie. Do svojich požiadaviek nezahrňujú všetky dostupné možnosti, nakoľko o nich nevedia.

Vývoj pôdneho prieskumu a podoznavectva

Je pravda, že na určitom stupni vývoja pôdneho fondu, väčšinou po skončení veľkého výskumného projektu, zahrňujúceho pôdny prieskum vrátane laboratórnych výstupov a hodnotenia výsledkov, dochádza k určitému uspokojeniu s danými výsledkami a názormi, že pôdny prieskum už ďalej nie je potrebný. Prejde však určitý čas a začínajú sa objavovať nové zistenia a fakty, ktoré prestávajú korešpondovať s predstavami rezultujúcimi z predchádzajúcich výskumov. Nové skutočnosti sa môžu týkať jednak už známych fenoménov degradácie pôdy ako sú erózia, zhutnenie, alebo kontaminácia, avšak napríklad prebiehajú v inej intenzite, než sa predpokladalo, alebo vplyv rôznych agrotechnických opatrení zamedzil ich vplyvy, a pod. Z tohto dôvodu sa objavuje nová potreba pôdneho prieskumu, vrátane špecializovaných prieskumov, aby sa zistili nové skutočnosti a trend vývoja pôdneho fondu.

Z tohto hľadiska vývoj pôdneho fondu treba posudzovať v kontexte novej kvality pôdy a krajiny. Kvalitu pôdy treba zohľadniť z aspektu jej funkcie v nových spoločenských a environmentálnych podmienkach. Bude sa klásť dôraz na udržateľnosť krajinných ekosystémov (vrátane pedosféry) vzájomne na seba pôsobiacich v rôznej intenzite.

Vôbec pôda predstavuje dynamický fenomén, ktorý v súčasnej dobe hlavne s intenzívnym antropickým vplyvom znásobuje potenciál svojich premien. Avšak nielen samotné antropické vplyvy, ale aj nastávajúca globálna zmena klímy s možnosťami sprievodných degradačných, dezertifikačných alebo aj možných priaznivých prejavov bude prispievať k zmene jednotlivých pôdnych jednotiek a celkového pôdneho fondu. Bude treba dôkladne riešiť otázky typu ako sa bude správať kontaminovaná pôda v zmenených klimatických podmienkach, bude erózia alebo pôdna kompakcia v nových podmienkach silnejšia a ako je zabrániť, aké nové fenomény bude možné očakávať pri nástupe klimatickej zmeny. Všetky procesy bude potrebné posudzovať z hľadiska nových podmienok mineralizácie a humifikácie povrchových horizontov, zmenených vlhkostných podmienok a biologickej reprodukcie, zmeny v nárokoch na vodu a vegetačné pomery, zmeny biodiverzity a pedodiverzity. Pri zachovaní udržateľnosti krajinných ekosystémov bude prekonávať adaptačné zmeny, ktoré bude treba zaznamenávať, registrovať, analyzovať a transformovať do optimálnych možností vývoja.

K tomu budú pristupovať aspekty intenzívneho využívania krajiny a hlavne pôdy, z čoho budú rezultovať nové pravidlá riadenia krajiny, rozvoja vidieka, zabezpečenia ekologicky stabilizovanej krajiny v zhode s environmentálnymi črtami rozvoja. Z mnohých aspektov je potvrdená oprávnenosť inovovaných a nových pôdnych prieskumov na všetkých úrovniach, avšak predovšetkým na veľkomierkových a detailných mapách s dôrazom na aktuálnosť a presnosť kartografických prezentácií.

V súčasnosti badáme, že pôdny prieskum z dôb Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd prekonáva výrazné zmeny jednak v hodnotení pôdy a pôdneho profilu, ako aj v metodike terénneho pôdneho prieskumu a mapovania. Kvalita pôdy sa posudzuje v nových spoločenských a environmentálnych podmienkach. Pri jej hodnotení nestačí samotný popis pôdneho profilu, resp. jeho morfológických a iných v teréne zistiteľných vlastností. Kvalita pôdy sa opiera o jej funkčnosť, t.j. zdôrazňuje sa jej ekologická a environmentálna funkcia, byť zdravou súčasťou teritoriálneho ekosystému. Preto naliehavou potrebou súčasných výskumov je dostupnosť laboratórnych analytických rozborov rizikových prvkov, zisťovanie limitných hodnôt z hľadiska zdravej produkcie ako aj posudzovanie účinkov kontaminovanej pôdy na ľudské zdravie.

Na Slovensku v súčasnej dobe prebieha veľký projekt Súbor geologických máp životného prostredia v M 1:50 000 (MŽP SR), ktorý okrem iného mapuje pôdu podľa princípov najnovšej klasifikácie pôd Slovenska, zisťuje súčasné pomery o fyzikálnych, chemických a biologických vlastnostiach, zisťuje kontamináciu ťažkými kovmi. Na základe nových údajov poskytuje informácie o aktualizovanom stave pôdneho fondu jednotlivých regiónov a vyhraničuje územia rizikové z hľadiska životného prostredia. Projekt potrvá do roku 2020 s cieľom vymapovať všetky regióny Slovenska.

Využíva pritom moderné metódy kartografického spracovania a vyjadrenia vrátane využitia geoštatistických metód pri mapovaní kontaminovaných oblastí, resp. rozloženia rizikových prvkov v povrchovom horizonte pôdy.

Geografický informačný systém o pôde

Nevyhnutnou súčasťou nových technologických spracovaní je budovanie informačného systému o pôde. Z hľadiska definície geografický informačný systém môžeme chápať ako súbor metód a prostriedkov pre zber ukladanie, vyhľadávanie, transformovanie, analyzovanie a zobrazovanie priestorových údajov z reálneho sveta z hľadiska ich polohy vzhľadom k definovanému súradnicovému systému, ich atribútových vlastností a ich priestorových vzťahov k iným objektom. Prvotnou príčinou budovania informačného systému je potreba inventarizácie, potreba zhromažďovať, triediť, selektovať a prezentovať údaje, ktorých lokalizácia vyjadruje väzbu na zemský povrch.

Mnohé národné údaje sú uložené v odlišných databázach, líšia sa svojou databázovou štruktúrou, aj zameraním. Preto jedným z prvých cieľov je potrebné pomocou nástrojov GISu účelný systém ich spracovania. Tento by mal pozostávať zo základných údajov o charaktere pôdneho krytu (atribútová a priestorová zložka) a doplnujúcich údajov (topografických, fyzickogeografických, diaľkový prieskum Zeme, a pod.).

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany v Bratislave je vlastníkom centrálnej pôdnej databázy predovšetkým poľnohospodárskych pôd ako aj ucelenej databázy atribútových a priestorových prvkov pôdneho fondu celého Slovenska (Rybár, Skalský 2001). Obsahuje databázu získanú z výsledkov Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd, databázu bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek, ktoré predstavujú informačný zdroj o poľnohospodárskych pôdach celého Slovenska. Ostatné databázy sú rozsahom oveľa menšie, sú odlišené svojím charakterom a zameraním: napr. databáza Čiastkového monitorovacieho systému pôda, monitoringu vodného diela Gabčíkovo, SOVEUR projektu, regionálnych pôdných máp, a pod.

V súčasnosti prebieha transformácia a verifikácia údajov: kontrola a aktualizácia pôdoznanleckých údajov, zjednotenie vstupných údajov, transformácia analógových údajov do digitálnej formy. Transformácia a verifikácia údajov patrí medzi najdôležitejšiu časť centrálnej pôdnej databázy. Pozostáva z niekoľkých samostatných krokov:

- kontrola a aktualizácia používaných pôdoznanleckých údajov;
- proces zjednotenia všetkých vstupných údajov;
- proces transformácie analógových údajov do digitálnej formy: tento proces pozostáva z návrhu štruktúry a naplňovania atribútovej databázy a z digitalizácie analógových mapových podkladov.

Spracovanie tematických máp predstavuje konečnú fázu celého procesu: je to rôznorodý a široko založený proces, v ktorom sa využíva údajový fond o pôde s možnosťami ich rôznych priestorových interpretácií.

Diaľkový prieskum Zeme

Diaľkový prieskum Zeme pohľadom prírodovedne orientovaných disciplín chápeme ako súbor metód zaoberajúcich sa zberom údajov o krajine bez priameho fyzického kontaktu s nimi a ich spracovaním a interpretáciou na informácie. Údaje sa získavajú zo satelitných snímok alebo leteckých ortofotomáp meraním intenzity odrazenej alebo vyžiarenej elektromagnetickej radiácie.

Základným fyzikálnym javom, na ktorom je DPZ založený, je teda interakcia elektromagnetickej radiácie s materiálnymi komponentmi krajiny. Údaje o objektoch v krajine v konkrétnom časovom okamihu sa získavajú meraním intenzity odrazenej (viditeľnej, blízkej a strednej infračervenej časti spektra), resp. vyžiarenej (ďalekej časti spektra). Hodnoty nameranej odrazenej alebo vyžiarenej radiácie sú závislé predovšetkým od vlastností materiálnych komponentov krajiny, nachádzajúcich sa v oblasti interakcie radiácie so zemským povrchom (napr. vrchná vrstva pôdneho profilu, rastlinný porast, povrch hornín, povrch antropogénnych prvkov, a pod.).

Pre pôdy je charakteristické postupné zvyšovanie odrazivosti s vlnovou dĺžkou hlavne vo viditeľnej a blízkej infračasti spektra (Šúri 1995). Pôda je tvorená anorganickými časticami, organickou hmotou, vzduchom a vodou. Tieto spôsobujú rozdiely nielen medzi rôznymi typmi pôd, ale i pôdami rovnakého typu. Na odrazivosť povrchovej vrstvy pôdy najviac vplývajú tieto vlastnosti: mineralogic-

ké zloženie, obsah humusu a vody, železa a oxidov železa, farba, textúra, štruktúra a drsnosť povrchu. Teda pôda predstavuje jedného z nositeľov informácie o krajine: o detailnom priestorovom rozložení pôdných vlastností (obsah humusu, obsah vody), niektorých pôdných typov, o stave pôdneho pokryvu z hľadiska erózie, zamokrenia, znečistenia, vykonania antropogénnych zásahov, apod. Pre každú oblasť je charakteristická spektrálna oblasť, v ktorej je jej vplyv najintenzívnejší. Najdynamickejšími vlastnosťami pôdy sú obsah vody a drsnosť povrchu.

Zvyšujúci sa obsah vody v pôde spôsobuje celkový pokles jej odrazivosti v celom rozsahu spektra s pásmami silnej absorpcie v oblasti 1,45, 1,9 a 2,7 mm.

Vplyv humusu sa vo vzťahu k odrazivosti prejavuje nelineárne. Vyšší obsah humusu na povrchu pôdy znižuje odrazivosť s najväčším prejavom v infračervenej časti spektra. Rozdiely v množstve humusu sa v našich podmienkach vo viditeľnej časti spektra prejavujú zmenou farby.

Textúra a štruktúra pôd ovplyvňuje smerovú závislosť odrazenej radiácie. Pri jednotnosti všetkých ostatných parametrov je odrazivosť hladšieho povrchu pôdy (s menším stupňom agregácie pôdných častíc) väčšia. So zväčšením rozmeru častíc sa odrazivosť pôdy znižuje, čo môže mať za následok potlačenie vplyvu rozdielov iných vlastností (napr. obsahu vody).

Spektrálny prejav pôd je dosť ovplyvňovaný ich mechanickými úpravami určujúcimi drsnosť povrchu pôd (orba, valcovanie). Tieto vplyvy sa prejavujú viac vo viditeľnej a blízkej infračervenej časti spektra.

Expertné systémy

Expertné systémy vyrástli z teoreticko-metodologických základov umelej inteligencie. Poskytujú rady týkajúce sa optimálneho výberu, vedú diagnostikovať problém a podávajú odporúčanie ako problém vyriešiť. V zásade používajú ľudské poznatky (poznatky expertov) pre stanovenie rozhodovacích pravidiel daných pre vyriešenie reálneho problému.

Klasické programy sa riešia pomocou rozhodovacej logiky, ktorá využíva rôzne poznatky. Poznatky sa ukladajú do poznatkovej bázy. Každý poznatok je súčasťou zdrojového kódu. To znamená, že keď sa poznatok mení, mení sa aj celý program.. Používateľ má možnosť komunikovať so systémom pomocou užívateľského interface, ktorý pozostáva z položiek menu, príkazového riadku, alebo inej formy komunikácie. Dôležitou súčasťou je interferenčný mechanizmus, ktorý pri rozhodovaní používa poznatkovú bázu, ako aj údaje špecifické pre daný problém. To znamená, že expertný systém pracuje na základe poznatkov, vo forme údajov alebo pravidiel uložených v počítači.

Expertné systémy sa skladajú z troch hlavných častí:

- Predpokladová časť (IF) – tvrdenie (fakty a údaje) o aplikácii pravidiel;
- Interferenčný mechanizmus (IM) – automaticky porovnáva zadané fakty so stanovenými tvrdeniami;
- Dôsledková časť (THEN) – predstavuje množinu vykonaných akcií.

Pri budovaní expertných systémov je vhodná spolupráca odborníka (experta) pre danú problematiku s technicky vybaveným odborníkom, ktorý dokáže prepísať poznatky získané od experta do formy zrozumiteľnej pre počítač.

Príkladom aplikácie expertného a informačného systému v rámci poľnohospodárstva je PEDOPT2000 (Vilček, Litavec 2000), ktorý vyvinul Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava, pracovisko Prešov, pre potreby optimalizácie využívania pôd poľnohospodárskou praxou.

Hlavným poslaním aplikácie je podpora kvality rozhodovania poľnohospodárskych manažérov, agrónomov a poradcov v obore rastlinnej výroby i krajinného plánovania v súlade s ekonomickou optimalizáciou hospodárenia na pôde. Integrované databázy programu s prehľadne usporiadanými nástrojmi umožňujú vytvárať alternatívne podnikateľské zámery hospodárenia na pôde a tieto medzi sebou vzájomne porovnávať. V programe zakomponované databázy boli vytvorené na základe dlhoročných poznatkov vedecko-výskumnej základne rezortu MP SR. Proces plánovania, rozhodovania i evidencie vyúsťuje do ekonomických parametrov, ktoré umožňujú, dotvárajú a svojim spôsobom aj orientujú užívateľa pôdy k jej optimálnemu využitiu.

Systém je modulárny a pracuje nad implementovanými databázami, ktoré čo najefektívnejšie vyhodnocuje podľa parametrov zadaných užívateľom. Aplikácia umožňuje prácu v niekoľkých základných moduloch:

- Modul Usporiadanie a využívanie pôd pozostáva zo submodulov: Návrh pre územné celky, Návrh podľa produkčných blokov a Evidencia a údaje o produkčných blokoch.
- Modul Charakteristika pôd bol vytvorený vzhľadom na potrebu lepšej informovanosti o pôdach Slovenska. Submoduly sú Pôdne typy a Info o BPEJ.
- Modul Výživa a hnojenie plodín sa člení na submoduly Návrh hnojenia a Bilancia organických hmôt.
- Modul Kontaminácia pôd.
- Modul Cena pôdy (dotácie) pre stanovenie potreby výpočtu potenciálnych dotácií na pôdu.
- Modul Výroba a rozdelenie produkcie.

Technické požiadavky na počítač pre program PEDOPT2000: Program beží ako databázová aplikácia pracujúca s databázovým systémom Winbase602. Táto databáza je určená pre 32-bitové počítače v softwarovom prostredí Windows95/98 a Windows2000.

Klasifikácia pôd

Klasifikácia pôd na Slovensku sa už niekoľko desaťročí zakladá na genetických a morfológických princípoch. Využívanie moderných technológií pre spracovanie pôdných údajov pre klasifikačné účely bolo ojedinelé (Jurán 1979, Horváthová 1985). V poslednom období sa do popredia klasifikačných problémov dostávajú aj iné než prírodné pôdy, pôdy antropogénne, resp. pôdy urbánne. Princípy ich triedenia sa nezakladajú na prírodných, ale antropogénnych faktoroch, ktoré na pôdu pôsobia. Tieto sú v mnohých prípadoch pre mnohých pôdoznalcov málo známe, resp. nedostatočne preštudované. Evidujeme teda nové požiadavky pre klasifikáciu pôd málo známych, často nachádzajúcich sa v urbanizovaných, priemyselných a banských územiach, morfológicky aj vlastnosťami nedostatočne preskúmaných. Klasifikačné princípy sú byť odlišné od predchádzajúcich prírodných klasifikácií.

Preto existuje úvaha pokúsiť sa využívať počítačovú technológiu pre grupovanie pôdných objektov s cieľom zoskupovať podobné pôdne jednotky a poskytnúť základné atribúty členenia. To sa týka nielen antropogénnych pôd, ale aj pôd prírodných. Podstatným dôvodom používania matematických princípov zoskupovania je skutočnosť, že v súčasnom období je počítačová technológia neobyčajne výkonná, na vysokej úrovni sú preštudované a aplikované matematické metódy a postupy. Súčasná situácia sa nedá porovnať s obdobím, kedy boli vypracované teoreticko-metodologické základy numerickej taxonómie pôd (Hole, Hironaka 1960) s obmedzenými možnosťami počítačovej techniky a nedostatkom aplikačných možností.

Možno konštatovať, že renesancia numerickej klasifikácie nie je len „módnu záležitosťou“, ale jednou z nevyhnutných požiadaviek riešenia klasifikácie pôd v budúcnosti. Tomuto trendu zodpovedá aj vývoj numerickej klasifikácie od hierarchických aglomerácií do nehierarchických klasifikácií založených na metodike fuzzy k-means. Fuzzy klasifikácie okrem optimálneho členenia pôdných jednotiek do jednotlivých skupín dovoľujú pomocou geoštatistických metód vytvoriť priestorové (kartografické) zobrazenie. Tento trend dokonale využíva možnosti matematicko-štatistických metód pre rôzne typy aplikácií v pôdoznalectve a poskytuje nový rozmer hodnotenia a triedenia pôdných jednotiek.

Hierarchické klasifikácie verzus nehierarchické

V minulosti boli preferované hierarchické klasifikácie pred nehierarchickými, nakoľko metódy hierarchických aglomerácií boli preštudované detailnejšie a využívali sa vo veľkom počte aplikačných štúdií. Prednosťami hierarchických (diskontinuítých) klasifikácií pred nehierarchickými sú:

- ❖ uskladnenie informácií a identifikácia objektu prebieha ľahšie a rýchlejšie;
- ❖ geografické hranice území sú pevne ohraničené;
- ❖ použitý hierarchický systém možno zrozumiteľnejšie preniesť do legendy a pôdnej mapy.

Avšak veľkou nevýhodou hierarchického systému je fakt, že vnútrotriedna homogenita hierarchickej štruktúry sa už nemôže ďalej optimalizovať. To znamená, že objekt už raz zaradený do nejakého zhluku (triedy) sa nemôže v ďalších etapách grupovania dostať do iného, aj keď by sa v priebehu analýzy nachádzal na periférii svojho zhluku a vlastne bližšie stredu zhluku iného.

Nehierarchické (kontinuitné) klasifikácie sledujú optimálne roztriedenie objektov do určitého počtu zhlukov, ktorý je presne určený, alebo upravovaný v priebehu analýzy. Potreba kontinuitných

klasifikácií pred diskontinuitnými sa diskutovala v minulom desaťročí a vyústila do matematickej konštrukcie fuzzy klasifikácie využívajúc postupy fuzzy k-means metódy.

Najväčšou nevýhodou fuzzy k-means metódy je však problém vo výbere optimálneho počtu tried a určenie stupňa nejasnosti (konvergenencie).

Napriek tomu tento postup sa javí ako najprogresívnejší, nakoľko dokáže vytvárať optimálne zoskupenia objektov, ako aj dovoľuje využiť GISové možnosti interpretácie

Základný postup všetkých numerických klasifikácií

Začiatok	
1. krok –	výber klasifikovaných objektov, t.j. pôdne profily, pedony, polypedony, analytické hodnoty, a pod.
2. krok –	klasifikačných znakov (extrakcia, alebo redukcia znakov na významné pôdne atribúty)
3. krok –	vytvorenie matice matice o N objektoch a n znakoch
4. krok –	standardizácia alebo transformácia údajovej matice
5. krok –	výpočet matice vzdialenosti ako funkcie podobnosti
6. krok –	aglomerácia, alebo rozdelenie objektov do tried (zvolenie vhodnej triediacej stratégie)
7. krok –	hodnotenie a porovnanie výslednej klasifikácie (použitie porovnávacieho pravidla)
Koniec	
Identifikácia objektu	
8. uloženie	taxonomického systému do pamäti
9. zostavenie	údajovej matice objektu
10. identifikácia	
Koniec	

Usporiadanie klasifikovaných objektov

Predtým ako sa pustíme do klasifikácie pôd pomocou využitia metód mnohorožmernej analýzy je potrebné pôdne údaje jednotlivých vlastností pôd usporiadať do prijateľnej formy, ktorá zodpovedá klasifikačným princípom. Výber znakov je dôležitým krokom numerických klasifikácií, t.j. treba sa zamerať len na tie znaky, ktoré majú významné postavenie ako klasifikačné kritérium. Majú reprezentovať podstatné, resp. určujúce znaky, logicky nezávislé, s nízkou štatistickou koreláciou a dostatočnou variabilitou. V matematickom jazyku to znamená extrahovať, resp. redukovať pôdne vlastnosti na tie významné, relevantné atribúty, ktoré dokážu definovať pôdne triedy. K tomu je možné využiť niekoľko matematických metód ako analýza základných komponentov, základná koordinačná analýza podľa Gowera, multidimenzionálne škálovanie podľa Kruskala, faktorová analýza, apod.

Napr. analýza základných komponentov nachádza základné osi mnohorožmernej konfigurácie bodov a určuje súradnice každého objektu v populácii každého objektu. Usporiadanie môže byť zobrazené graficky ako histogram, alebo rozptylový diagram. Vzťahy medzi znakmi (pôdnymi vlastnosťami) môžu byť znázornené v rovine definovanej dvoma základnými osami (komponentmi). Je to jedna z najúčinnjších metód extrakcie alebo redukcie údajov.

Druhým problémom je nevyhnutnosť použiť pre maticu vzdialenosti len kvantitatívne údaje. Všeobecne pôda ako objekt skúmania poskytuje prevažne kvantitatívne (merateľné) znaky. Len niektoré kvalitatívne znaky ako pôdna štruktúra, alebo prítomnosť novotvarov, umožňujú určité subjektívne interpretácie.

Fuzzy pôdne klasifikácie

Pôdne klasifikácie v tradičnom chápaní sú založené na poznatku, že pôdne formy sú diskrétno vnútorne homogénne jednotky s ostrými hranicami. V tomto zmysle každá pôdna jednotka je reprezentovaná hlavným konceptom známym ako typický, alebo reprezentatívny pôdny profil. Tento model

implikuje určitú hodnotu pôdnej vlastnosti neskúmaného územia ako referenčnú hodnotu, typický profil, alebo priemernú hodnotu pôdnej jednotky.

Problém, ktorý sa zaoberá nedefinovanými triedami a vágnymi hranicami vedie k fuzzy pôdnej klasifikácii (z angl. nejasný, neohraničený), v ktorej pôda môže patriť do pôdnej triedy úplne, čiastočne, alebo vôbec nepatriť. Prakticky rozsah nejakej pôdnej jednotky variuje od 0 (nepatrí) do 1 (patrí). Hlavnou črtou tohto systému klasifikácie je zoskupovanie pôdných jedincov do tried, v ktorých hranice nie sú, alebo sú len čiastočne definované. Tieto difúzne triedy sú známe ako kontinuálne triedy a systém sa nazýva kontinuálny (McBratney & De Gruijter, 1992).

Medzi hlavné prednosti tohto systému patrí skutočnosť, že fuzzy klasifikácia dovoľuje pôdoznalcom kontrolovať výsledky pôdnej identifikácie cez zaradenie do skupiny, kde príslušnosť objektu k nej môže silnejšia alebo slabšia. Systém je oveľa flexibilnejší ako konvenčné hierarchické klasifikácie a môže poskytnúť a povedať užívateľom viac informácií.

Fuzzy klasifikácia je teda kontinuálny, kvantitatívny a objektívny postup, v ktorom triedy sú definované v pojmoch príslušnosti a sú založené na mnohých vlastnostiach súčasne, t.j. je zdôraznená ich mnohorozmernosť, t.j. sú polytetické. Matematický princíp je založený na fuzzy k-means metóde, ktorej bázou je vážená centroidná zhľukovacia metóda, ktorá minimalizuje chyby sumy štvorcov v rámci každej triedy. Metóda predpokladá rozmiestnenie bodov v euklidovskom priestore a preto sa môžu používať len matice vzdialenosti, t.j. pre výpočet vzdialenosti medzi objektmi je potrebné používať len miery vzdialenosti. Okrem toho pred vlastným zoskupovaním treba zabezpečiť pravouhlú ortogonalizáciu znakového priestoru, t.j. n-rozmerný znakový priestor je charakterizovaný n-počtom párov navzájom na seba kolmých osí a objekty sú fixované v mnohorozmernom priestore ich hodnotami na osiach znakov. Problém pochopenia znakového priestoru je v tom, že aj keď štruktúra objektov je jednoduchá, zdá sa byť zložitou v dôsledku našej neschopnosti predstaviť si viacrozmernejší priestor ako trojrozmerný.

Pre klasifikáciu pôdných jednotiek v Austrálii bol vytvorený aplikačný algoritmus založený na fuzzy k-means – ASIS (Australian Soil Identification Spreadsheet). Je určený pôdoznalcom ako pomôcka pri zaradení neznámych pôdných profilov do existujúceho taxonomického systému. Použitie ASIS vyžaduje, aby údaje boli kódované a transformované určitými metódami (De Gruijter & McBratney 1988). Je potrebných aspoň 20 vlastností:

1. textúra povrchového horizontu (textúrne triedy podľa Northcote 1984),
2. textúra podpovrchového horizontu, (textúrne triedy podľa Northcote 1984),
3. salinita povrchového (dS m^{-1})
4. salinita podpovrchového horizontu (dS m^{-1})
5. množstvo organickej hmoty v povrchovom horizonte %, pričom $\% \text{ O.M.} = \% \text{ O.C.} \times 100/57$
6. pH v podpovrchovom horizonte (5:1 H_2O :pôdny extrakt),
7. štruktúra v podpovrchovom horizonte
8. škrvnitosť podpovrchového horizontu,
9. % obsah ílu v podpovrchovom horizonte,
10. vybielenie A_2 (E) horizontu (ak je prítomný),
11. konkrécie (ak sú prítomné),
12. krusty (ak sú prítomné),
13. hardpan (ak je prítomný),
14. obsah CaCO_3 v povrchovom horizonte,
15. obsah CaCO_3 v podpovrchovom horizonte,
16. sádra v podpovrchovom horizonte,
17. pedologický podpovrchový horizont,
18. aluviálna vrstva,
19. pôdotvorný substrát,
20. farba podpovrchového horizontu the Munsell hue, chroma and value.

Hlavným cieľom klasifikácie v geografickom kontexte pôdneho prieskumu je možnosť vytvorenie priestorovej variácie pôdy ako trojrozmerného multivariačného systému. Preto sa prístup fuzzy tried zdá sa byť najvhodnejší. Príslušnosť k triede na mapách možno využiť napr. pri predikcii pôdných vlastností. Ideálne klasifikačný systém poskytuje optimálnu bázu pre priestorovú interpoláciu predikcie pôdných vlastností na základe príslušnosti k triede.

Záver

Vývoj a využívanie inovačných technológií v pôdoznalectve predpokladá prehodnotiť nové technológie prístupné pre pôdny prieskum prístupnosť nových inovačných technológií s ich budúcim smerovaním. reštrukturalizáciu pôdoznaleckých ústavov, t.j. zmenené požiadavky na štruktúru ústavov, ako aj na nové oblasti výskumu a ich pôdoznaleckých prieskumov. Výsledky budú spracovávané z hľadiska nových technologických prístupov a postupov. V rámci toho vývoja môžeme očakávať vývoj novej generácie výskumných pracovníkov, typ nového budúceho pôdoznanca. Mal by predstavovať človeka odborne erudovaného, špecializovaného v určitej pôdoznaleckej oblasti (všeobecný pedológ, mineralóg, pedochemik, pedofyzik, a pod.). V každom prípade by mal mať počítačovú gramotnosť na úrovni zodpovedajúcej modernej dobe. V dobe množstva anglicky písanej literatúry a anglického počítačového jazyka sa nezaobíde bez znalosti tohto jazyka (predovšetkým), hoci aj znalosť ostatných jazykov prispieva k jeho vzdelanosti. V informačných technológiách implementovaných v pôdoznalectve by mal mať určitý prehľad, v budúcnosti sa doporučuje odbornosť aspoň v jednej podmnožine z uvedených informačných technológií. Osobnostne by mal byť priateľský, kolegiálny a sebavedomý pôdoznalec.

Literatúra

- HORVÁTHOVÁ J., 1985. Príspevok k aplikácii metód numerickej taxonómie pre účely klasifikácie pôd. Kand. dizert. práca, VÚPVR Bratislava, 127 s. + prílohy.
- Hole, F.D. - HIRONAKA, M., 1960. An experiment in ordination of some soil profiles. Proc. Soil Sci. Soc. Am., 24, s. 309 – 312.
- DEGRUIJTER, J.J. - MCBRATNEY, A.B., 1988. A modified fuzzy k-means for predictive classification. In: Bock, H.H.(ed) Classification and Related Methods of Data Analysis. pp. 97 – 104. Elsevier Science, Amsterdam.
- JURÁŇ, C., 1979. Matematický princíp triedenia pôdných jednotiek pre účely kategorizácie. Záverečná správa VÚPVR, Bratislava.
- MCBRATNEY, A.B. - DEGRUIJTER, J.J., 1992. A continuum approach to soil classification by modified fuzzy k-means with extragrades. Journal of Soil Science 43, 159 – 175.
- RYBÁR, O. - SKALSKÝ, R. 2001. Digitálna databáza pôd Slovenska – návrh centrálného konceptu. In Zbor. konf. Pedologické dni 2001, s. 96 – 99.
- ŠÚRI, M., 1995. Diaľkový prieskum Zeme – teóriou k praktickým aplikáciám. GeoInfo 2/1995.
- VILČEK, J. - LITAVEC, T. 2000. PEDOPT 2000. <http://www.poda.sk>

Súčasný stav a perspektívy výskumu a hodnotenia lesných pôd z hľadiska ich produkčnej, ekologickej a environmentálnej funkcie

A Preset Status and Perspectives of Forest Soils Survey and Assessment in Aspect of their Production, Environmental and Ecological Function

(Koreferát k téme II. Pôdy - progresívne metódy výskumu, klasifikácie a hodnotenia)

Viliam PICHLER

Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, Masarykova 24, 960 01 Zvolen, SR, e-mail: pichler@vsld.tuzvo.sk, www.poznajachran.sk

Abstrakt

Súčasný výskum lesných pôd sa sústreďuje na ich hydrofyzikálne vlastnosti, chemizmus a biologickú aktivitu, t.j. vlastnosti, ktoré definujú lesnú pôdu ako základ lesnej produkcie a fyzikálny resp. chemicko-biologický reaktor, ktorého fungovanie je predpokladom želaných účinkov a tým aj plnenia verejno-prospešných funkcií lesných ekosystémov. Výskum sa zameriava paralelne na detailnejšie chápanie súvisiacich procesov, ich kvantifikáciu a v posledných piatich rokoch i na modelovanie, prípadne ekonomické ocenenie. Priestorová variabilita analyzovaných pôdných vlastností sa rieši geoštatistickými metódami a rozvojom principiálne nových metód merania.

Kľúčové slová: lesný ekosystém, environmentálne a ekologické funkcie pôd, ekoedológia, modelovanie

Abstract

Current investigation of forests soils focuses on their hydrophysical properties and chemical patterns, as well as biological activity. They together define soils as the basis for forest production and its functioning as physical, chemical and biological reactor. These qualities are prerequisites for forest soils to manifest expected effects and fulfil desirable functions of public benefit. Recent investigations pay an increased attention to a more detailed study of related underlying patterns and processes such as spatial variability, water and solute transport in soils as well as multiple interactions with the broader environment. Considerable efforts aim at their quantification and sensible modelling, as well as economical appraisal through proper tools.

Keywords: forest ecosystem, environmental and ecological soil functions, eco-pedology, modelling

Úvod – od účinkov k funkciám

Koncept, odzrkadľujúci reálnu existenciu funkcií pôdy je lesníckemu pôdoznalectvu vlastný už niekoľko desaťročí. Na pôde lesníckej vedy zapúšťal korene súčasne s vývojom funkčne integrovaného lesného hospodárstva, t.j. optimalizácie účinkov lesných porastov a celých ekosystémov tak, aby plnili tak drevoprodukčnú, ale aj verejnoprospesné funkcie. Lesnícka veda, ktorá čerpala z praxe a zároveň hu obohacovala a usmerňovala, dnes dospela k poznaniu, že verejnoprospesné funkcie lesov mnohokrát prevyšujú funkciu drevoprodukčnú. Pretože lesná pôda je základom lesnej produkcie (Šály 1978) a najkonzervatívnejšou zložkou lesných ekosystémov, uvedený záver sa v plnej miere vzťahuje

i na ňu, t.j. verejnoprospešné funkcie lesných pôd môžu mať väčší význam ako produkčná funkcia. Odzrkadľuje sa to napr. v existencii kategórií ochranných lesov a lesov osobitného určenia.

Lesné hospodárstva urobilo v smere definovania funkcií lesov ešte jeden významný krok, ktorého dôležitosť dnes oceňujeme viac ako inokedy. Papánek (1978) totiž rozlíšil účinky a funkcie lesa. Účinky lesa predstavujú pôsobenie lesa, zatiaľ čo funkcie sú účinky usmernené resp. využívané uvedomelou ľudskou činnosťou. Prirodzeným účinkom lesa je napr. tvorba biomasy stromovej vrstvy ako hlavného edifikátora lesných ekosystémov. Vznik biomasy sa dá modelovať krivkami prírastkov, napr. bežného alebo celkového priemerného prírastku. V lesníctve však vždy existovala snaha optimalizovať i ďalšie parametre, napr. kvalitu produkcie. Napr. na základe súčasnej a predpokladanej situácie na trhu s drevom možno opodstatnene predpokladať rastúci dopyt po sortimentoch vyšších hrúbkových tried pri zachovaní vysokej kvality produkcie. Slovensko by sa v budúcnosti mohlo stať producentom cenných sortimentov dreva, kmeňov veľkých dimenzií, ktoré rozsiahle severoeurópske lesy, vzhľadom k drsným prírodným podmienkam, nemôžu poskytnúť (Skořepa 2000). Cesty, ako dosiahnuť tento cieľ, spočívajú popri doposiaľ málo využívanom výberkovom hospodárskom spôsobe predovšetkým v uplatňovaní svetlostného hospodárstva alebo intenzívnejších uvoľňovacích prebierok, ktoré sú založené na redukcii počtu stromov a vyvolaní hrúbkového prírastku po uvoľnení disponibilných zdrojov, najmä svetla, vody a živín v pôde (Korpel *et al.* 1991, Burschel, Huss 1997). Tento prístup sa čiastočne prekrýva aj s myšlienkou redukcie zakmenenia porastov ako odpovede na nástup dlhých, extrémne suchých období. Niektorí autori dokonca odporúčajú na ťažších, fyziologicky suchých pôdach vytváranie redších porastov, aby sa zlepšila ich vlhková zabezpečenosť. K tomuto odporúčaniu dospeli na základe zmien transpiračného prúdu Čermák *et al.* (1993) v reakcii na redukcii zakmenenia. Tu sa už dá jasne hovoriť o drevoprodukčnej funkcii lesa, ktorá je však zároveň aj pokračovaním ekologicke-produkčných účinkov pôdy, ktoré sa pri takomto, na určitý cieľ orientovanom využívaní, posúvajú do úrovne funkcií. Ide teda o súčasné využitie drevoprodukčnej funkcie lesa a ekologicke-produkčnej funkcie pôdy.

V opačnom garde môžeme hovoriť o retenčnej funkcii pôd. Podľa Kantora (1995) môžeme zrážkovú vodu, ktorá nie je spotrebovaná na výpar a transpiráciu, považovať za vodu disponibilnú pre odtok. Zásoba vody pre odtok vody do spodín resp. laterálny odtok v zmysle modelu drenáže (JURY, ROTH 1990) po redukcii denzity lesného porastu vzrástla (Pichler 1996). Pri výskyte extrémnych poveternostných situácií, ktoré v súvislosti s globálnymi klimatickými zmenami správne predvídali Gassmann (1994), však i bučiny so zníženou denzitou môžu výrazne prispieť k tlmeniu odtokových maxím nie iba priaznivými účinkami na povrchový, ale aj podpovrchový odtok. V skutočnosti je vplyv na podpovrchový odtok rovnako významný, nakoľko v podmienkach zalesnených povodí mierneho pásma k prekročeniu infiltračnej kapacity pôdy dochádza zriedkavo (Lichner, Holko 2001), a aj v nich sa povodne napriek tomu vyskytujú. Podľa Pierceho a Rawitza (*ex Whipkey*, Kirkby 1978) môžu silné reakcie hydrografu nastať aj pri absencii povrchového odtoku na ploche povodí. V súčasnosti na rozdiel od konceptu Hortonovského povrchového odtoku dominuje predpoklad, že na vzniku povodňovej vlny sa nepodieľa celé povodie, ale voda sa dostáva do recipienta zo zdrojových oblastí, t.j. oblastí ležiacich v okolí siete vodných tokov, ktoré sa počas vlny rozpínajú a po jej ukončení sa ich plocha podľa konceptu tzv. variabilných zdrojových oblastí zmenšuje. Prenos veľkého množstva vody do povrchového toku sa vysvetľuje aj mechanizmom zahŕňajúcim kapilárnu zónu. V tomto procese je podpovrchové laterálne prúdenie „starej“ – v pôde už prv prítomnej – vody zo zrážok, príp. snehu, a jej uvoľňovanie do povrchového toku, vyvolané vytláčaním infiltráciou „novej“ vody z následných zrážok (Lichner, Holko 2001). Na makroskopickej škále sú tieto poznatky podporené poznatkami Stauffera a Dracosa (1986). Okrem iného to znamená, že pri výpočte retenčnej schopnosti pôdy nemožno rátať s celou hodnotou pórovitosti. Preto aj keď sa zásoba vody v pôde na celkovej bilancii lesných ekosystémov v stredohorských podmienkach podieľa len nevýznamne (Kantor 1995), momentálna pôdna vlhkosť sa z hľadiska formovania odtoku stáva dôležitým indikátorom pri hodnotení povodňového rizika a jedným z najdôležitejších ukazovateľov, na optimalizáciu ktorého sa bude prírode blízke lesné hospodárstvo (Saniga *et al.* 2000) zameriavať v záujme zachovania priaznivých hydrických účinkov a vodohospodárskej funkcie lesov.

Metodické problémy

Pri posudzovaní retenčných účinkov pôdy a možnosti ich využitia – už v polohe funkcie, bude potrebné brať do úvahy aj pravdepodobnosť výskytu prívalových dažďov pre danú lokalitu, hĺbku pôdy, odhadnutú zo zárezov lesnej cestnej siete resp. podľa potreby upresnenú metódou MINI-VES (Gregor 1992), ďalej retenčné čiary, pórovitosť a hydraulickú vodivosť pôdy. Prakticky realizovateľné, rutinné získavanie posledných troch parametrov však vyžaduje podstatné zjednodušenie a zrýchlenie doposiaľ používaných metód. Pokúsili sme sa o vývoj novej metódy merania hydraulickej vodivosti na báze stochasticko-konvektívneho modelu (Jury, Scotter 1994). Za účelom podstatného (rádového) zrýchlenia merania hydraulickej vodivosti pôdy v bukových ekosystémoch, ktoré sú nevyhnutnou podmienkou rutinného použitia tohto dynamického pôdnofyzikálneho parametra s veľkou priestorovou variabilitou v hydrologických modeloch, teoreticky sme odviedli a prakticky overili metodiku merania nenasýtenej hydraulickej vodivosti (Pichler 2003). Aby sme v našom experimente vyhovelí modelovým podmienkam, použili sme stĺpce piesku vysoké 6,25 a 29,0 cm, resp. nízke stĺpce sypanej piesčitej zeminou s výškou 3,7 a 6,25 cm v aparáte, špeciálne skonštruovanom za týmto účelom (obr. 1).

Obr. 1 Zariadenie použité v experimente



Aparát sa skladal zo skleneného stĺpca, peristaltickej pumpy a samplera usporiadaného na vysokú prietokovú rýchlosť $0,21 - 0,48 \text{ cm.s}^{-1}$ pre piesok a od $1 \cdot 10^{-3} - 3 \cdot 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ pre sypaný stĺpec hlinito-piesčitej pôdy (Pichler, O'Linger 1997). Pieskom alebo sypanou zeminou najskôr pretekala len čistá voda pri nízkej tlakovej výške. Vodu v čase t_0 nahradil roztok indikátora – bromidu draselného (KBr) s koncentráciou $C = C_0 = 365,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Skokovú zmenu normalizovanej koncentrácie $C_n = C/C_0$ indikátora vstupujúceho do kolóny so sypaným pieskom resp. zeminou z hodnoty 0 na 1 sme zapísali Diracovou δ -funkciou (Jury, Roth 1990). Po časovom intervale Δt_1 začala normalizovaná koncentrácia C/C_0 na spodnej výtokovej strane stĺpca piesku alebo zeminou rásť od najnižšej merateľnej hodnoty, až kým po čase Δt_m od začiatku experimentu dosiahla hodnotu $C/C_0 = 1$. Grafickým znázornením rastu normalizovanej koncentrácie indikátora na spodnej strane stĺpca sypaného materiálu bola prieniková krivka, ktorú sme opísali relatívnou kumulatívnou funkciou lognormálneho rozdelenia podľa vzorca

$$P(\mu, \sigma, t) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{(\mu - \log t)}{\sqrt{2}\sigma} \right] \quad (1)$$

pre stĺpce so sypaným pieskom a

$$P(\mu_1, \sigma_1, t_1, \mu_2, \sigma_2, t_2) = \frac{1}{2} \left\{ \alpha \operatorname{erfc} \left[\frac{(\mu_1 - \log t_1)}{\sqrt{2}\sigma_1} \right] + (1 - \alpha) \operatorname{erfc} \left[\frac{(\mu_2 - \log t_2)}{\sqrt{2}\sigma_2} \right] \right\} \quad (2)$$

pre stĺpce so sypanou zeminou. V druhom prípade ide o váženú sumu dvoch kumulatívnych distribučných funkcií, ktorá zohľadňuje bimodálny charakter prírastkov relatívnych koncentrácií podľa času. V uvedených vzorcoch μ je priemer, σ znamená smerodajnú odchýlku rozdelenia, t predstavuje čas a erfc je komplementárny Gaussov integrál chýb (Abramowitz & Stegun 1970, Göhler & Ralle 1991).

Optimalizovaná kumulatívna funkcia už nesie v zmysle Hagen-Poiseuillovho zákona informáciu o rozdelení rýchlostí prúdenia v pôdnych póroch od najhrubších až po najjemnejšie. Jej analýzou sme odvodili závislosť hydraulickej vodivosti pôdy v závislosti od objemovej vlhkosti, pretože pri rastúcej pôdnej vlhkosti sa postupne zaplňajú jednotlivé hrúbkové triedy pôdnych pórov a prispievajú k rastúcemu prietoku (O'Linger, Pichler, Jury 1997). Táto analýza spočíva v transpozícii experimentu na model gravitačného prúdenia, keď každá pórová trieda prispieva konštantným podielom k priemernej prietokovej rýchlosti, za pomoci systému rovníc

$$\theta(\tau) = \left(\frac{J_w}{2l}\right) \operatorname{erfc} \left[\frac{\ln(\tau l/z) - \mu_l - \sigma_l^2}{\sqrt{2}\sigma_l} \right] \exp[\mu_l + \sigma_l^2/2] \quad (3)$$

a

$$K(\tau) = \left(\frac{J_w}{2}\right) \operatorname{erfc} \left[\frac{\ln(\tau l/z) - \mu_l}{\sqrt{2}\sigma_l} \right] \quad (4)$$

kde $\theta(\tau)$ a $K(\tau)$ označujú množstvo vody v póroch danej hrúbkovej triedy resp. hydraulickú vodivosť týchto pórov, τ je doba transportu indikátorovej látky, v našom prípade bromidu, l/z predstavuje hydraulický sklon v prezentovanom experimente, J_w je prietok vody za sekundu cez prierez valca so zeminou a μ , σ sú opäť parametre štatistického lognormálneho rozdelenia, ktoré bolo použité na modelovanie prielomovej krivky. Výsledkom výpočtu podľa uvedeného systému rovníc sú grafy hydraulickej vodivosti pôdy ako funkcie pôdnej vlhkosti.

Podľa nášho názoru je táto metóda aplikovateľná pre lesné pôdy s dobrými drenážnymi vlastnosťami pre rozsah objemovej vlhkosti, v ktorom pohyb pôdnej vody z hľadiska množstva zohráva podstatnú úlohu, t.j. v rozpätí 20 – 50 % objemovej pôdnej vlhkosti. Zo získaných prienikových kriviek je možné okrem hydraulickej vodivosti odvodiť aj zvyšné parametre, t.j. retenčné čiary a pórovitosť. Po laboratórnych testoch sa v ďalších experimentoch zameriame na analýzu profilov koncentrácií indikátora v lesných pôdach s komplexnejšou textúrou, pretože získaná informácia je ekvivalentná informácii extrahovanej z prienikových kriviek (Jury, Scotter 1994), pričom však odpadá potreba náročného odberu pôdnych vzoriek. Naše doterajšie výsledky však potvrdili správnosť teoretického východiska a technickú uskutočniteľnosť takéhoto postupu. Nová metóda merania hydraulickej vodivosti by mala nájsť svoje uplatnenie aj pri príprave atlasu pôdnofyzikálnych vlastností lesných pôd Slovenska a v posudzovaní kritických záťaží edafotopu.

Niektoré funkcie lesných pôd

Pôdy pohorí plnia mnohé nezastupiteľné funkcie. Juráni (1996) uvádza medzi environmentálnymi funkciami pôdy napr. filtračnú funkciu, pufráciu, t.j. tlmiť funkciu, transformačnú funkciu a akumuláciu funkciu. Z hľadiska schopnosti lesných pôd plniť horeuvedené funkcie sú kľúčové transportné mechanizmy, ktorými sa uskutočňuje prenos vo vode rozpustených látok, a ktoré sú do veľkej miery predurčené hydrofyzikálnymi vlastnosťami pôdy.

V súvislosti s možným prekročením kritických záťaží v pôdach pod porastami s radikálne zníženou denzitou, sme zistili odlišnú geometriu infiltrácie a redistribúcie v závislosti od denzity porastu (Pichler 2003). Tieto odlišnosti možno vysvetliť viacerými faktormi, najmä však pozorovanou koreláciou výskytu makropórov, koreňov, skeletu a farebných stôp indikujúcich preferované prúdenie, ako aj rozdielnou variabilitou vlhkosťných potenciálov, zmenenou pôdnou štruktúrou v okolí koreňov a špeciálnymi javmi ako je prstovité prúdenie. Tieto javy môžu potenciálne vyvolať vznik environmentálnych znakov pôdy¹.

Preferované prúdenie makropórmi opísali Beven & Germann (1982) a jeho výskyt v prirodzene uložených pôdach zhodnotil napr. Flury *et al.* (1994). K naplneniu niektorých makropórov a hrubších mezopórov môže dôjsť aj pri zrážkach nižšej intenzity v dôsledku stoku po kmeni, stochastického rozdelenia množstva pokrývkového humusu a priestorovej variability podkorunových zrážok, ktorá je v zmysle kritickej analýzy Krečmera a Fojta (1981) vyššia pri zakmenení 0,3 ako pri zakmenení 0,9. Na odkrytých profiloch pri zakmenení 0,3 vo viacerých prípadoch nachádzame koreláciu medzi

¹ Environmentálny znak je zmena vlastností pôdy vyjadrujúca negatívnu aktuálnu a potenciálnu aberáciu pôdy vo vzťahu k biote (Bedrna 2002)

výskytom makropórov a izolovaných farebných škvŕn vo väčších hĺbkach, ktoré nemohli vzniknúť inak ako bočným prúdením. Predpokladáme, že farebné škvŕny vznikli následne vnútornou infiltráciou z makropórov do pôdnej matrice.

Pri formovaní veľmi členitého vlhkostného frontu zohrala nezanedbateľnú úlohu odlišná miera priestorovej variability vlhkostných potenciálov ψ_w vo vrchných vrstvách pôdy. Práve stochastické rozdelenie hodnôt vlhkostného potenciálu v rovnakej hĺbke viedlo k výraznej fragmentácii a nepravidelnosti vlhkostného frontu. Nepravidelnosti však rezultovali aj zo skutočnosti, že hydraulická vodivosť pôdnej vrstvy 20 – 40 cm dvojnásobne vyššia ako vo vrstve 0 – 20 cm ($5,94 \cdot 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ vs. $3,05 \cdot 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$). V tomto prípade zvyčajne nastáva nestabilitou podmienené preferované prúdenie, tzv. prstovité prúdenie (Myiazaki 1993). Často tiež sprevádza redistribúciu v pôde pri prerušení alebo skončení infiltrácie (Lichner *et al.* 1994). Tento jav nastal počas trvania indikátorového experimentu sedemkrát.

Nešpecifickým faktorom, ktorý sa uplatňoval pri vzniku nepravidelností prúdenia vody tak pri zakmenení 0,9, ako aj 0,3, bola prítomnosť jemných korieňkov, ktoré menia pôdnu štruktúru a napomáhajú tvorbe agregátov prostredníctvom exudátov, uplatňujúcich sa v tomto prípade ako účinné tmelivo.

Po objasnení mechanizmov, ktoré spôsobili podstatné odchýlky trajektórií prúdenia vody v pôde od idealizovaného piestového modelu, možno povedať, že podiel pôdneho objemu nezasiahnutého infiltráciou dosahoval desiatky percent. K podobným údajom pre poľnohospodárske pôdy Švajčiarska dospeli Flury *et al.* (1994). Dokonca vo vrchnej vrstve pôdy v hĺbke 0 – 10 cm sa infiltrujúca voda vyhla 36 % pôdneho objemu na ČP 0,9, až 56 % pôdneho objemu na ČP 0,3, no len 10 % na ČP 0,0. Čo to znamená z hľadiska ekofyziológie bučín, priestorovej variability pôdnochemických vlastností, resp. účinkov pôdy ako chemického a biologického reaktora?

V prvom rade korene môžu byť exponované chemickým nerovnováham, napr. kolísaniu pH pôdneho roztoku, nakoľko sa len v obmedzenej miere uplatňuje tlmivá schopnosť pôdy. Vo vrchnej 10-cm vrstve v infiltračnej zóne pod kmeňom sa 52 % pôdneho objemu nezúčastňovalo na infiltrácii. Je to významná skutočnosť najmä vo svetle faktu, že v uvedenom období sme zaznamenali sedem zrážkových udalostí. Napriek tomu sme zistili, že zasakujúca voda uprednostňovala iba niekoľko infiltračných dráh. Papritz (1991 a) na základe tenziometrických meraní uvádza infiltráciu vody zo stoku po kmeni, ktorá prednostne zasakuje popri jemných koreňoch rýchlosťou 0,8 až 3,0 mm.s⁻¹ do hĺbky až 70 cm ako jednu z príčinu poškodenia bukových porastov.

Overili sme, že stok po kmeni môže viesť aj k tvorbe laterálneho pôdneho odtoku, ak infiltrujúca voda narazí na podložie. Podobná situácia však môže vzniknúť aj mimo infiltračnej zóny stoku po kmeni, ako ukazujú profily s jazykovitým alebo prstovitým tvarom vlhkostného frontu, resp. s izolovanými farebnými škvŕnami, resp. porovnanie s údajmi z poľnohospodárskych pôd (Roth 1989).

To má dôsledky pre výpočet kritických záťaží pre ekosystémy, napr. pre posudzovanie kritickej záťaže pre dusík (Schleppi *et al.* 1996). Ak infiltrujúca voda obíde podstatnú časť pôdneho objemu v lesnom ekosystéme, k eutrofizácii povrchových vôd môže dôjsť aj hlboko pod vypočítanou kritickou záťažou. Z tohto hľadiska navrhujeme na základe našich pozorovaní rozlišovať tri typy kritickej záťaže lesných pôd:

- interná kumulatívna kritická záťaž predstavuje úroveň záťaže, kedy dochádza k narušeniu biogeochemických cyklov, narušeniu životných podmienok, k redukcii biomasy a biodiverzity pôdnej živeny a k prípadnému poškodeniu lesného porastu v dôsledku nahromadenia znečisťujúcej, resp. toxikkej látky;
- interná intenzitná kritická záťaž znamená, že k horeuvedeným negatívnym javom dochádza i pod prahom vyčerpania tlmivých vlastností a schopností pôdy v celom jej objeme v dôsledku krátkodobých chemických nerovnováh, pri ktorých môžu hodnoty ako pH, resp. ich amplitúda, dosiahnuť extrémne hodnoty, pretože imisie rozpustené v zrážkach sa dostanú do kontaktu s pôdnou biotou a koreňmi drevín skôr, ako dôjde k transformácii zrážkovej vody na pôdny roztok, t.j. k utlmeniu extrémnych hodnôt a ich kolísania vďaka kontaktu s výmennými systémami na celom povrchu pôdnej matrice;
- externá intenzitná kritická záťaž vyvoláva prechod environmentálne škodlivých látok cez pôdu bez toho, aby boli sorbované, mineralizované, biologicky degradované, alebo inak zachytené pôdou. Príčinou prekročenia tohto typu kritickej záťaže je, podobne ako v predchádzajúcom prípade, preferované prúdenie, pri ktorom vnútorná infiltrácia, t.j. infiltrácia z makropórov a mezopórov do pôdnej matrice, neprebíha dostatočne rýchlo na to, aby v plnej miere uplatnila účinky pôdy ako fyzikálneho-chemického a biologického reaktora.

Preukázateľný účinok preferovaného prúdenia sa prejavil aj na variabilite pôdnochemických vlastností. Tieto vplyvy možno doložiť aj skoršími štúdiami pôdneho chemizmu. Pichler (1991) stanovil, že priestorová variabilita pH v bola v pôde bukového ekosystému naproti očakávaniu vyššia v hĺbke 15 – 20 cm ako v hĺbke 0 – 5 cm na hladine významnosti $\alpha = 0,05$. Pre neutralizáciu prípadných systematických účinkov preferovaného prúdenia len na určité časti pôdneho profilu počas dlhých období preto zohrávajú významnú úlohu disturbancie, najmä vývraty a bioturbácie, zapríčinené pohybovou aktivitou pôdnej živeny.

Modelovanie

Spomínané indikátorové experimenty (Pichler 2003) v spojení s jednoduchým mechanistickým modelom² považujeme z pohľadu metodológie za úspešné. Nielenže tieto experimenty priniesli nové informácie o faktoroch, ktoré ovplyvňujú charakter infiltrácie a redistribúcie v pôde pod porastom s rôznou denzitou, ale za daných podmienok umožnili aj odhad evapotranspirácie porastov, ktorý sa javí ako konzistentný s analýzou chodu pôdnej vlhkosti a tenziometrickými meraniami počas sledovaného obdobia, ako aj s rámcovými údajmi z literatúry. Okrem komparácie s údajmi Tužinského (1987), Kantora (1995), Střelcovej a Mind'áša (2000) sme mohli získané údaje porovnať aj s meraním Buchtera (1986), ktorý na odhad evapotranspirácie použil metódu analýzy pohybu maxima koncentrácie bromidu a chloridu v pôde pod porastom buka s nepatrnou prímiesou jedle, smreka a borovice. Zatiaľ čo uvedený autor dospel k hodnote evapotranspirácie $0,8 \text{ mm.deň}^{-1}$ pri priemernej vzdialenosti meriska k najbližším stromom 5 m, podľa našich výpočtov predstavovala evapotranspirácia na ČP 0,3 so strednou vzdialenosťou 5,2 m k najbližším trom stromom $0,77 \text{ mm.deň}^{-1}$. Tento výsledok považujeme za veľmi dobrú zhodu a dôkaz funkčnosti nášho jednoduchého modelu podľa rovnice

$$ET = H_z - A \cdot [a \cdot (\Pi - \Theta) \cdot (1 - S)]^{-1}, \quad (5)$$

kde

A – zafarbená plocha pôdneho profilu [mm^2],

a – šírka pôdneho profilu [mm],

Π – pórovitosť pôdy,

Θ – objemová vlhkosť pôdy,

H_z – úhrn zrážok [mm],

S – objemová skeletnosť.

Ak $A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$ sú zafarbené plochy viacerých profilov odkrytých v rámci analyzovaného pôdneho objemu, potom do rovnice V-1 dosadíme priemernú zafarbenú plochu profilu

$$A = (A_1 + A_2 + A_3 + \dots + A_n) \cdot n^{-1}. \quad (6)$$

Prvou podmienkou jeho použiteľnosti v tejto fáze vývoja bolo, že nedošlo k priesaku do spodín a laterálnemu odtoku. Druhé kritérium, že za daných okolností podstatná časť desukcie prebiehala v hĺbke 0 – 40 cm, považujeme tiež za splnené, pretože Papritz (1991b) zistil spodnú hranicu hlavnej koreňovej vrstvy buka v hĺbke do 50 cm a na samotných výskumných plochách bol najvyšší objem koreňovej biomasy sústredený v hĺbke 0 – 20 cm (Gregor, Kodrík 1995). Okrem toho, v období trvania experimentu bola desukcia v hlbších vrstvách pôdy, t.j. pod 40 cm, limitovaná nízkou hydraulickou vodivosťou $1,44 \cdot 10^{-5} \text{ cm.deň}^{-1}$, ktorá leží na hranici intervalu, v ktorom, ako uvádzajú Reicosky a Ritschie (1976), dochádza k poklesu transpirácie.

Výsledky indikátorového experimentu tak jednoznačne a nezávisle potvrdili naše pozorovanie, že priemerná vlhkosť pôdy sa v dôsledku zvýšenej evapotranspirácie ponechaných stromov prakticky nezmenila ani po redukcii denzity porastu na hodnotu 0,3. Schopnosť bukov reagovať za určitých podmienok na zvýšenú ponuku vody i dramatickým rastom transpirácie preukázal Čermák *et al.* (1993).

² Kutílek a Nielsen (1994) konštatujú, že pri neurčitosti množstva vstupných parametrov je nie vždy účelné za každú cenu vytvárať komplexné modely. V skutočnosti mnohé z nich nie sú nikdy použité, a ak áno, mnohokrát nebývajú validované. Náš model napriek svojej jednoduchosti preukázal okrem schopnosti reprodukovat' vplyv podmienok v rozdielnych ekologických situáciách i heuristickú hodnotu, napr. pri overení konceptu zón nepohyblivej pôdnej vody.

Záver

Aj samotné testovanie štatistických hypotéz si v ekopedológii vyžaduje určitú revíziu pohľadu pri voľbe hladiny významnosti. Testovanie na nízkych hladinách významnosti $\alpha = 0,01$, resp. $0,05$ síce znižuje riziko zamietnutia správnej nulovej hypotézy a prijatia nesprávnej alternatívnej hypotézy, no skutočné rozdiely zostanú interpretované ako náhodné. Výsledok testovania hypotéz je pritom nezriedka otázkou počtu odobratých vzoriek – hodnota testovacieho kritéria s rastúcim počtom obvykle klesá. Odber pôdných vzoriek, odhliadnuc od jeho prácnosti a časovej náročnosti, je navyše takmer vždy disturbanciou, ktorá ovplyvňuje mnohé vlastnosti pôdy v mieste a aj v okolí odberu. Tým je počet odobratých vzoriek obvykle limitovaný a niekedy neumožňuje detekciu ani evidentne existujúcich rozdielov na uvedených hladinách významnosti. Dobrý príklad poskytlo sledovanie okyslenia pôdy v bukových ekosystémoch, pri ktorom testovanie na úrovni $0,05$ ešte nepreukázalo signifikantný vplyv stoku po kmeni, hoci podľa hypotézy o účinkoch edifikátora BGCP sa mal zákonite prejavíť. Až pri testovaní na hladine významnosti $\alpha = 0,1$ bol predpokladaný účinok potvrdený ako štatisticky významný. Pravda, len zriedka je možné na ploche 15 m^2 odobrať 41 – 63 vzoriek, podobne ako v našej štúdii o pôdnej variabilite (Pichler 1991). Pre štatistické analýzy vlastností pôdy a hlavne riešenie praktických úloh a mapovanie na základe súborov terénnych meraní, resp. v teréne odobratých pôdných vzoriek, sa preto celkom jednoznačne prikláňame k názoru, že medzi štandardné hladiny významnosti treba prijať popri úrovniach $\alpha = 0,01$, $0,05$ aj hladinu $0,1$. V prípade, že testovanie preukáže rozdiely až na hladinách $0,2 \leq \alpha < 0,1$, je vhodné uviesť aj komentár, že v tomto prípade spochybňujeme platnosť nulovej hypotézy. Takýto postup lepšie vystihuje rovnocennosť logického úsudku a pochopenia javov na úrovni procesov na jednej strane, a dôležitého nástroja objektivizácie a triedenia v podobe štatistických metód na strane druhej.

Literatúra

- ABRAMOWITZ, M. - STEGUN, I.A., 1970: Handbook of Mathematical Functions. Dover Publishing Co., New York, 1046 ss.
- BEVEN, K. - GERMAN, P., 1982: Macropores and water flow in soils. Water Resour. Res., 18, 5, s. 1311 – 1325.
- BUCHTER, B., 1986: Wasserhaushalt und Skelettstruktur eines Rendzina-Bodens. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Mitt. 62, 4, s. 468 – 603.
- BURSCHEL, P. - HUSS, J., 1997: Grundriss des Waldbaus. Parey Buchverlag Berlin, 1997, 487 ss.
- ČERMÁK, J. - MATYSSEK, R. - KUČERA, J., 1993: Příčiny odumírání vyspělých buků na těžkých půdách po náhlém proředení porostu. Lesnictví – Forestry, 39, 5, s. 175 – 183.
- FLURY, M. - FLÜHLER, H. - JURY, W.A. - LEUENBERGER, J., 1994: Susceptibility of Soils to Preferential Flow of Water. Water Resources Research, 30, 7, s. 1945 – 1954.
- GASSMANN, F., 1994: Was ist los mit dem Treibhaus Erde. Verlag der Fachvereine, Zürich, 168 ss.
- GÖHLER, W. - RALLE, B., 1991: Lexikón vyššej matematiky – vzorce. Alfa, Bratislava, 166 ss.
- GREGOR, J., 1992: Vlhkosť pôdy v bučine v závislosti od reliéfu a zakmenenia. Kandidátska dizertačná práca TU, Zvolen. 104 ss.
- GREGOR, J. - KODRÍK, M., 1995: Vplyv skeletnatosti na prekorenenie pôdneho profilu lesnými drevinami. In: Problémy geológie, bioklimatológie a pedológie v súčasných prírodných podmienkach. Zborník referátov, LF TU vo Zvolene a ÚEL SAV vo Zvolene, 1995, s. 15 – 18.
- JURY, W.A. - SCOTTER, D.R., 1994: A Unified Approach to Stochastic-Convective Transport problems. Soil Science Society of America Journal, 58, 5, s. 1327 – 36.
- KANTOR, P., 1995: Vodní režim bukového porostu před jeho obnovou holou sečí a po ní. Lesnictví-Forestry, 41, 1, s. 1 – 10.
- KORPEL, Š. - PEŇÁZ, J. - SANIGA, M. - TESÁŘ, V., 1991: Pestovanie lesa. Príroda, Bratislava, 472 ss.
- LICHNER, Ľ. - MAJERČÁK, J. - SLABOŇ, S. - ŠTEKAUEROVÁ, V., 1994: Prenos rozpustených látok v pôde. Veda, Bratislava, 120 ss.
- LICHNER, Ľ. - HOLKO, L., 2001: Indikátorové metódy v hydropedológii a hydrológii povodí. Veda, Bratislava, 102 ss.
- MIYAZAKI, T., 1993: Water Flow in Soils. Marcel Dekker INC, New York, 296 ss.
- PAPÁNEK, F., 1978: Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. Lesnícke štúdie č. 29, VÚLH Zvolen, 218 s.

- PAPRITZ, A. - WUNDERLI, H., LÄSER, H.P. - FLÜHLER, H., 1991 (a): Schnelle Transportvorgänge im Wurzelraum. *In: Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14+, Band 6, Belastung von Waldböden.* VDF, Zürich, s. 161 – 172.
- PAPRITZ, A. - SCHNEEBELI, M. - ATTINGER, W. - FLÜHLER, H., 1991 (b): Untersuchung des Wasserhaushalts der drei Beobachtungsflächen. *In: Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14+, Band 6, Belastung von Waldböden.* VDF, Zürich, s. 101 – 122.
- PICHLER, V., 1991: Zmeny pH pôdy v dôsledku stoku po kmeni buka. Dipl. práca, TU vo Zvolene, 100 ss.
- PICHLER, V., 1996: Zmeny pôdnej vlhkosti a vlhkostného potenciálu po redukcii zakmenenia bukového porastu. Dizertačná práca, TU Zvolen, 84 ss.
- PICHLER, V. - O'LINGER, J., 1997: A High-Velocity Sampler for Stochastic-Convective Experiments. Internal Report. Dept. of Soil and Environmental Sciences, UC Riverside, 5 ss.
- REICOSKY, D.C. - RITCHIE, J.T., 1976: Relative importance of soil resistance in root water absorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 2, s. 293 – 297.
- ROTH, K., 1989: Stoff transport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. Diss. ETH No. 8907, Zürich, 155 ss.
- SANIGA, M. (Ed.), 2000: Príroda blízke obhospodarovanie lesov na Slovensku. Lesnícka sekcia MP SR, Slovenská lesnícka komora – sekcia *Pro Silva Slovaca*, Bratislava, 70 ss.
- SCHLEPPI, P. - MULLER, N. - BUCHER, J. - FEYEN, H. - FLÜHLER, H., 1996: Nitrate Leaching from an Alpine Forest Ecosystem with Simulated Increased Nitrogen Deposition. Poster presented at the Chapman Conference on Nitrogen Cycling in Forested Catchments, Sunriver, Oregon, USA. WSL Birmensdorf, 5 ss.
- SKOŘEPA, H., 2000: Přirozené lesy Slovenska – ohrožený klenot. *Živa*, XLVIII, 4, 153 – 155.
- STAUFFER, F. - DRACOS, TH., 1986: Experimental and Numerical Study of Water and Solute Infiltration in Layered Porous Media. *J. Hydrology*, 84, s. 9 – 34.
- STŘELCOVÁ, K. - MINĎÁŠ, J., 2000 Transpirácia buka lesného vo vzťahu k meniacim sa podmienkam prostredia. Vedecké štúdie 11/2000/A, TU vo Zvolene, 82 ss.
- ŠÁLY, R., 1978: Pôda – základ lesnej produkcie. *Príroda*, Bratislava, 233 s.
- TUŽINSKÝ, L., 1988: Vplyv ťažbového zásahu na klimatické a hydrologické pomery smrekového porastu. *Lesn. Čas.*, 34, 4, s. 311 – 324.
- WHIPKEY, R.Z. - KIRKBY, M.J., 1978: Flow within the Soil. *In: Hillslope Hydrology.* John Wiley & Sons, Chichester, s. 121 – 144.

Kvalita pôdy v súčasných environmentálnych podmienkach Slovenskej republiky

Soil Quality in the Present Environmental Conditions of Slovak Republic

(Hlavný referát k téme III. Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach)

Eduard BUBLINEC – Juraj GREGOR

Katedra prírodného prostredia Lesníckej fakulty TU, T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

Abstrakt

Pôda v súčasnosti je pod vplyvom rôznorodej záťaže, ktorá mení jej kvalitu. Preto sa intenzívne skúmajú zdroje a veľkosť jej jednotlivých druhov. Zvýšená pozornosť sa venuje aj environmentálnym funkciám pôdy a jej kvalite. V princípe vplyvy možno rozdeliť na tie, ktoré iniciuje ten, kto pôdu obhospodaruje a na tie, ktoré zapríčiňuje spoločnosť. Prvú skupinu vplyvov by sme mohli nazvať vnútorné, druhú skupinu označujeme ako vonkajšie. Jej súčasťou sú aj globálne klimatické zmeny, ktoré vyvoláva dlhodobá fluktuácia klímy podporovaná skleníkovým efektom (antropogénnymi vplyvmi). Dôležitú súčasť identifikácie uvedených zmien tvoria ich indikátory, ktorým treba v súčasnosti venovať zvýšenú pozornosť.

Kľúčové slová: kvalita pôdy, acidifikácia, vplyv lesných ekosystémov, vplyv nadmorskej výšky, vplyv odberu živín, negatívne vplyvy

Abstract

At present, the soils are exposed to various types of load influencing their quality. Consequently, these loads have been put under intensive study concerned both with their origin and magnitude. An increased interest is also devoted to the environmental functions of soils connected with their quality. The factors influencing the soil quality can be divided in two groups: initiated by soil managers and originating in the society. The first group can be labelled as innate, the second as external. A part of the external group consists of global climate changes triggered by long term fluctuations of climate and exaggerated with the greenhouse effect (human impact). An important phase of identification of these changes deals with indicators which must at present be studied with a special care.

Keywords: quality of soil, acidification, influence of forest ecosystems, elevation and harvest of biomass, negative influences

Úvod

Hoci pôda má rozhodujúci význam pre existenciu života na Zemi podobne ako vzduch a voda, predsa sa jej nevenuje dostatočná pozornosť. Udáva sa, že pôda tvorí základ pre produkciu okolo 90 % potravín pre ľudskú spoločnosť (Bio News, 10, 2002), a je aj základom živočíšnej produkcie, produkcie technických plodín, ale aj základom pre produkciu obnoviteľnej energie. Na druhej strane pôdu postihuje degradácia, ktorá sa v súčasnosti stala už svetovým problémom. Z histórie vieme aj to, že mnohé civilizácie zanikli v dôsledku nerozumného manažmentu pôdných zdrojov. Treba sa zamyslieť nad otázkou, či v súčasných globálnych environmentálnych podmienkach nerozumné obhospodarovanie pôdy neohrozuje existenciu svetovej, globálnej civilizácie ako to bolo v minulosti na lokálnej úrovni.

Kvalita pôdy

Udržateľné obhospodarovanie pôdných zdrojov nielen z kvantitatívneho aspektu, ale aj z hľadiska kvality pôdy malo by byť hlavnou úlohou politiky ochrany pôdy. Do nej treba implicitne zahrnúť aj potrebu ochrany esenciálnych najmä lesných ekosystémov s historicky ustálenými energomateriálovými tokmi a geobiochemickými cyklami (Bublinec 1991, 1994), ako aj ochranu biodiverzity. Takáto jednotná ucelená stratégia ochrany je nevyhnutná pre udržateľný rozvoj kvality pôdných zdrojov. Teda ide o komplexnú ekosystémovú ochranu, kde sa chráni nielen pôda, ale aj faktory a podmienky, ktoré bezprostredne ovplyvňujú jej vývoj. Kvalita pôdy odráža v podstate zdravotný stav a ovplyvňuje stabilitu ekosystémov.

Pôdna kvalita vyjadruje, resp. odráža kapacitu, schopnosť pôdy priaznivo podporovať rast vegetácie a fungovať, byť pružným rezervoárom, ktorý reguluje tok vody, živín a energie cez ekosystém. Je to skôr pojem ekologickej kvality pôdy. Kvalita je determinovaná početnými činiteľmi, vlastnosťami pôdy, ktoré zahŕňujú jej textúru, štruktúru, vododržnú kapacitu, pórovitosť, obsah humusu, hĺbku, sorpčný komplex atď. Kvalita pôdy môže byť degradovaná napr. stratou štruktúry, eróziou, poklesom obsahu organickej hmoty, kompaktiou, znížením internej drenáže, intoxikáciou ťažkými kovmi (Machava 1998, 1999, 2000, 2001), salinizáciou alebo acidifikáciou. Kvalita pôdy musí sa sledovať a poznať z dvoch dôležitých dôvodov:

- Využívanie a manažment zeme musí byť v súlade s vlastnosťami a možnosťami pôdy, t.j. s kvalitou pôdy
- Kvalita pôdy sa musí sledovať aj pre identifikovanie a poznanie prebiehajúcich trendov, pre poznanie vývoja pôdy. Túto úlohu v súčasnosti zabezpečujeme monitoringom.

Ak je kvalita pôdy stabilná alebo sa zlepšuje, je to dobrý indikátor, že prírodný ekosystém je v trvale udržateľnom stave, je teda stabilný. Ak sa kvalita pôdy zhoršuje, tak aj celý ekosystém degraduje. Súčasný trend v zhoršovaní kvality pôdy sú varujúce. Podľa medzinárodných štúdií (INFRI – International Food Policy Research Institute) takmer 40 % zo súčasnej svetovej výmery poľnohospodársky využívannej pôdy je degradovaných ako dôsledok erózie a straty živín. Táto degradácia má významný vplyv na poľnohospodársku produktivitu a kvalitu životného prostredia vcelku.

V ďalšej časti nášho referátu sa zameriame na niektoré súčasné environmentálne podmienky, ktoré ovplyvňujú kvalitatívne parametre pôdy SR a to predovšetkým z aspektu pôd pod lesnými porastami.

Acidifikácia

Acidifikácia pôd je proces, ktorý je vyvolávaný viacerými činiteľmi. Z environmentálneho hľadiska ide v podstate o dve aktivity, ktoré treba pripísať činnosti človeka, teda sú antropogénneho pôvodu. Je to odber bázických pôsobiacich kationtov zberom úrody a kyslá depozícia. Zatiaľ čo odber bázických živín zberom úrody je predovšetkým problém poľnohospodárov, kyslé dažde sú postrachom lesníkov. Aká je súčasná situácia na Slovensku? V prvom rade chceme konštatovať známu skutočnosť, že emisie SO_2 a sčasti aj NO_x , ako rozhodujúce zložky kyslých emisií oproti r. 1990 výrazne poklesli (tab. 1), a to emisie síry o 68,5 %, emisie NO_x o 50,9 %.

Tab. 1 Emisie SO_2 , a NO_x v Slovenskej republike a ich vzájomný pomer

Ukazovateľ	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
SO_2 v kg.10 ⁶	565,1	548,4	438,0	373,7	319,3	235,7	239,3	226,5	201,6	179,1	172,5
NO_x v kg.10 ⁶	202,6	246,7	233,0	224,0	219,0	173,0	180,9	130,1	124,2	130,0	121,1
$SO_2 : NO_x$	2,79	2,22	1,88	1,67	1,46	1,36	1,32	1,74	1,62	1,38	1,42

Nás však zaujíma skôr mokrá, presnejšie zmiešaná depozícia (bulk deposition) uvedených dvoch acidických zložiek. V prvom rade s prekvapením zisťujeme, že mokrá depozícia u nás nekopíruje všeobecný pokles emisií, tak ako sa to vykazuje v štatistických ročenkách. Po počiatočnom nádejnóm poklese na začiatku deväťdesiatych rokov (v r. 1990 – 1993) sme v pásme bukových ekosystémov zaznamenali v r. 1994 a 1995 výrazný vzostup depozície síranových iónov na hodnoty okolo

130 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, teda na hodnoty, ktoré prekročili údaje z konca osemdesiatych rokov (r. 1987, 1988) o ± 100 kg. Ak vypočítame napr. priemernú hodnotu za r. 1989 – 1991 a porovnáme ju s priemerom rokov 1997 – 1999, tak musíme konštatovať dokonca zvýšenie zmiešanej depozície elementárnej síry o 27 % (tab. 2).

Aká je situácia v druhej najdôležitejšej zložke kyslej depozície, t.j. v depozícii dusičnanového dusíka.

Tab. 2 Mokrú (zmiešanú) depozícia síry a dusíka na voľnom priestranstve v pásme bučín (Kremnické vrchy)

Ukazovateľ	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
SO ₄ – S v kg.ha ⁻¹ .a ⁻¹	13	20	16	12	21	43	42	28	20	28	14
NO ₃ – N v kg.ha ⁻¹ .a ⁻¹	5	7	6	5	4	5	3	4	4	4	4
S : N	2,60	2,86	2,67	2,40	5,20	8,60	14,00	7,00	5,00	7,00	3,50

Ak urobíme podobné porovnanie ako pri síre za r. 1989 – 1991 a r. 1997 – 1999 možno zaznamenať mierny pokles, prakticky o 1/3 (33,3 %), teda už nie taký výrazný ako pri emisiách NO_x (50,9 %).

Zo zistených skutočností možno formulovať niekoľko záverov dôležitých pre proces vývoja pôdnej reakcie v súčasných environmentálnych podmienkach:

- Priebeh mokrej depozície kyslých zložiek sa neriadi len množstvom emitovaných zlúčenín SO₂. Chemokonverzia SO₂ v ovzduší na vysoko reaktívny SO₃ je zložitý proces, ktorého mechanizmus a chemizmus dobre nepoznáme (v technologických procesoch je to výrazná endotermná reakcia, ktorá prebieha len pri vysokých teplotách).
- Chemokonverziu ovplyvňujú rozličné meteorologické deje vo vyšších vrstvách atmosféry, od ktorých závisí koncentrácia SO₃/SO₄²⁻ v ovzduší a nakoniec aj množstvo iónu SO₄ v depozícii.
- V stredoeurópskych, lepšie povedané v kontinentálnych podmienkach je kyslá depozícia výrazne ovplyvňovaná diaľkovým prenosom imisií. Ich obsah so vzdialenosťou od prímorských štátov (V až JV smerom) progresívne narastá. Pribúdanie vyplýva nielen zo súčtu imisných zdrojov na trajektórii západ východ, ale je podmienené absenciou napr. veľkých vodných plôch, ktorých relatívne čisté ovzdušie zriedi koncentráciu imisií (pôsobí pozitívne na čistotu ovzdušia) v oblastiach, kde sa tieto vyskytujú.

Vplyv lesných ekosystémov na chemizmus zrážok

Ďalšou dôležitou skutočnosťou z hľadiska acidifikácie lesných pôd je odlišný filtračný účinok lesných ekosystémov, ktorý závisí od ich drevinového zloženia. Môžeme si to demonštrovať na modelovanom príklade smrekového ekosystému.

Tab. 3 Ročný input vybraných prvkov v bezlesí a do smrekového ekosystému

Ukazovateľ	H ⁺	N-NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁺	P-PO ₄ ³⁻	K ⁺	Cu ²⁺	Mg ²⁺	N-NH ₄ ⁺	Na ⁺
	Kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹								
Bezlesie	0,1	12,3	49,4	1,5	14,9	4,7	3,8	19,8	4,2
Smrek. porast	0,6	16,5	78,0	0,3	16,8	11,0	5,2	6,3	2,4
$\frac{\text{Smrek.porast}}{\text{Bezlesie}} \cdot 100$	600 %	130 %	160 %	20 %	110 %	230 %	140 %	30 %	60 %

Z tabuľky je zrejmé, že najvýznamnejšie je ovplyvnený koeficient filtrácie pri protónovom ióne (600 %), ktorý charakterizuje hodnotu pH a teda výrazné okyslenie zrážok pod korunovou klenbou smreka. Pomerom iónov ku kationom sa zmenil zo 115 : 100 v bezlesí, na 280 : 100 v smrekovom poraste.

Tento vplyv drevín je samozrejme výraznejší v zimnom období, kedy listnaté dreviny strácajú asimilačné orgány, ako ukazuje aj nasledujúce porovnanie (údaje okrem pH, sú v mg.l⁻¹) z tej istej lokality.

	Buk	Smrek	Jedľa
<i>pH</i> :	3,4 – 6,4	3,5 – 4,0	3,1 – 5,2
<i>SO₄²⁻</i> :	11,5 – 32,9	21,4 – 24,0	54,3 – 75,7
<i>NO₃</i> :	6,1 – 10,8	25,1 – 60,3	22,5 – 24,5
<i>Cl</i> :	1,0 – 1,9	2,1 – 5,8	4,2 – 5,6

Koncentrácia aniónov je pod smrekom a jedľou často 5 – 10 krát väčšia ako v bukovom neolistentom poraste (Tužinský, 1993).

Významná je aj skutočnosť, že negatívny imisný vplyv na pôdu sa zosilňuje zvyšovaním hustoty ihličnatých porastov. Je to pochopiteľné, pretože s hustotou (zakmenením) porastu sa zvyšuje biomasa asimilačných orgánov ihličia a tým aj jeho filtračný efekt.

Vplyv nadmorskej výšky na aciditu zrážok

Rozdielne názory panujú v otázke vplyvu nadmorskej výšky na aciditu zrážok a veľkosť depozície kyslých zložiek. Tento problém sme sa snažili objasniť vyhodnotením a syntézou poznatkov o chemickom zložení zrážok na trvalých výskumných plochách Ústavu ekológie lesa SAV vo Zvolene. Aj tu sa ukázali zaujímavé zákonitosti, ktoré majú bezprostredný vplyv na vlastnosti pôd i na zdravotný stav a teda stabilitu lesných ekosystémov. Najkyslejšie zrážky a tomu odpovedajúce kyslé zložky depozície sú v nadmorskej výške 700 – 1 200 m.

Tab. 4 Zmeny kyslých zložiek depozície s nadmorskou výškou na území Slovenska (údaje sú v kg.ha⁻¹.rok⁻¹)

<i>Nadmorská výška v m</i>	pH		NO₃⁻ - N		SO₄²⁻ - S		F⁻		H⁺	
	VP	P	VP	P	VP	P	VP	P	VP	P
<i>Pod 400 m</i>	6,6	6,2	33	40	140	154	–	–	0	0
<i>400 – 700 m</i>	4,8	4,7	6	6	14	18	1,9	0,9	0,1	0,1
<i>700 – 1200 m</i>	4,8	4,0	10	13	33	59	2,5	1,9	0,1	0,7
<i>Nad 1200 m</i>	5,5	4,6	8	12	24	34	1,4	1,4	0,1	0,4

Tento poznatok potvrdilo aj zisťovanie zdravotného stavu lesov cez stratu asimilačných orgánov na viacerých výškových transektoch. Potvrdzujú ho aj výškové profily meraní koncentrácií SO₂, ktoré uvádzame na základe literárnych údajov (Profil P1 Harrachov – Kotel):

Nad m. výška v m:	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300	1400
<i>Priemerné ročné</i>									
<i>koncentrácie SO₂ v µg.m⁻³:</i>	14	34	33	34	34	34	32	29	23
<i>Koncentrácie SO₂ v µg.m⁻³</i>									
<i>vo vegetač. období:</i>	14	21	24	23	24	24	23	21	16

Možno teda odvodiť záver, že zložky kyslej depozície dosahujú maximum v nadm. výške 700 – 1 200 m (1 300 m), ale alkalické zložky stúpajú s nadm. výškou priebežne. Do výšky cca 700 m nad m. má výraznejší vplyv pevná fáza depozície, ktorá s výškou klesá. Vzhľadom na to, že ide o prašné, t.j. tuhé, ťažšie častice je toto konštatovanie logické. Zmeny pôdných vlastností v zóne pahorkatín t.j. v dubových ekosystémoch (približne do nadmorskej výšky 400 m) nesmerujú k acidifikácii, ale sú viac spojené s akumuláciou škodlivín – vrátane ťažkých kovov. Spôsobuje to nepremývny resp. periodicky premývny typ vodného režimu, ktorý neumožňuje vymývanie kationtov a následnú acidifikáciu týchto pôd (Tužinský, 2000).

Acidifikácia lesných pôd odberom živín

Ročná ťažba dreva sa na Slovensku pohybuje okolo 5 miliónov m³. Z nej možno vykalkulovať ročný odber živín z lesného pôdneho fondu, ktorý sa pohybuje v nasledujúcich reláciách:

<i>Dusík</i> :	2 600 000 kg
<i>Fosfor</i> :	800 000 kg
<i>Draslík</i> :	4 300 000 kg
<i>Vápnik</i> :	5 100 000 kg
<i>Horčík</i> :	1 900 000 kg

Ide teda o nie malé čiastky, ktoré treba ešte vynásobiť hodnotou 600 – 700 rokov, pretože to je obdobie, počas ktorého sa vykonáva intenzívna ťažba dreva na území Slovenska. Treba si pritom uvedomiť, že ide o odber živín, prevažne kationov, bez náhrady hnojením so všetkými dôsledkami pre kvalitu lesných pôd. Tento odber sa rapídne zvyšuje pri tzv. stromovej metóde ťažby dreva, pri ktorej sa ťaží aj haluzina s asimilačnými orgánmi drevín.

Ďalšie negatívne vplyvy na kvalitu pôdy

Medzi ďalšie negatívne vplyvy na pôdy možno zaradiť zásadité imisie, ktoré sa dostávajú do pôdy v okolí magnezitiek, cementární a vápeniek. Ich spoločným znakom je výrazná alkalizácia pôdy, ktorá dosahuje hodnoty pH okolo 9.

Ďalšou látkou, ktorá zhoršuje ekologicko-produkčné vlastnosti pôd, sú ropné látky. Špecifickým problémom v lesnom hospodárstve sú minerálne oleje, ktoré sa dostávajú do prostredia pri mazaní rezacích častí motorových (lišty a pilovacie reťaze). Priemerná spotreba oleja sa pohybuje okolo 0,13 l na 1 m³ vyťaženého dreva. Ročná spotreba v litroch na celý etát resp. ťažbu dreva na Slovensku dosahuje rozpätie 600 000 – 700 000 l. Keďže ide o stratové mazanie, uvedené množstvo každoročne zostáva v lese a zaťažuje pôdy i vodné zdroje. Rozklad minerálnych olejov typu M6A trvá pri množstve 100 g.m⁻² pôdy až 7 mesiacov, pri niektorých iných druhoch a pri väčšej záťaži až 50 rokov. Za toto obdobie sa oleje dostávajú do prírodného kolobehu podobnému kolobehu vody.

Záver

Na záver si dovoľíme poznamenať, že kvalite pôdy venoval zvýšenú pozornosť v r. 2002 aj 17. Svetový kongres Medzinárodnej únie pôdoznaleckých vied v Bangkoku (Thajsko) v špeciálnej sekcii. Na jeho základe odporučil Odbor pôdoznalectva a ochrany pôdy Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied ako jednu z prioritných tém pre výskum i pre dnešnú národnú pedologickú konferenciu aj tému „kvalita pôdy“. Domnievame sa, že z tohto hľadiska by sme sa mali zamerať na identifikáciu indikátorov acidifikácie, eutrofizácie, ťažkých kovov, ropných látok, perzistentných organických polutantov, klimatických zmien a rádioaktívnych látok. Len tak pomôžeme zachovať pôdu, toto cenné dedičstvo našich otcov pre budúce generácie.

Podakovanie

Autori ďakujú za čiastočnú podporu VEGA č. 1/9264/02, č. 2/1155/22 a č. 2/9263/02.

Literatúra

- BUBLINEC, E., 1991: Ekoedafické kritériá pre tvorbu zelene. In: SUPUKA a kol.: Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. Vyd. Veda SAV, Bratislava, 1991, 307 s.
- BUBLINEC, E., 1994: Concentration, accumulation and cycling of elements in beech and spruce ecosystem. Acta dendrologica, Bratislava, Veda SAV, 1994, 132 p.
- BUBLINEC, E., GREGOR, J., 2002: Lesné pôdy a ich funkcie. MVK Prvé pôdoznalecké dni v SR, Račkova dolina, VÚPOP Bratislava, s. 284 – 290.
- BUBLINEC, E., GREGOR, J., PICHLER, V., 2001: Variabilita ekologicko – produkčných vlastností hydromorfnej pôdy a možnosti jej využitia pre škôlkárske účely. Acta Facultatis Forestalis, XLIII, Zvolen – Slovakia, s. 35 – 43.

- BUBLINEC, E., PICHLER, V., GREGOR, J., TUŽINSKÝ, L., 2001: Možnosti kvantifikácie a identifikácie pedomelioračnej funkcie lesov. In: HLADÍK, M., MORAVČÍK, M. (Eds.): Funkčne integrované lesné hospodárstvo a trvalo udržateľný rozvoj lesov a krajiny, TU vo Zvolene, s. 71 – 76.
- GREGOR, J., 2002: Input látok do pôd niektorých lesných ekosystémov Slovenska a interakčné vzťahy k lesným drevinám. Phytopedon (Bratislava), Vol. 1, Gemini Bratislava s. 40 – 46.
- GREGOR, J., BUBLINEC, E., TUŽINSKÝ, L., PICHLER, V., 2001: Pôdotvorná funkcia lesov na piesočnatých pôdach a ich ekologická stabilita. In: HLADÍK, M., MORAVČÍK, M. (Eds.): Funkčne integrované lesné hospodárstvo a trvalo udržateľný rozvoj lesov a krajiny, TU vo Zvolene, s. 71 – 76.
- MACHAVA, J., 1998: Obsah a funkcie medi v lesných ekosystémoch. Les. časopis – Forestry Journal, 44, 1998, 393 – 399.
- MACHAVA, J., 1999: Zinok v lesnom ekosystéme, jeho výskyt, koncentračné pomery a funkcie. Acta Facultatis Forestalis Zvolen – Slovakia, XLI, 1999, 29 – 42.
- MACHAVA, J., 2000: Zlúčeniny kadmia, ich výskyt a pôsobenie v lesnom ekosystéme. Acta Facultatis Forestalis Zvolen – Slovakia, XLII, 2000, 23 – 37.
- MACHAVA, J., 2001: Occurrence and effect Pb in forest ecosystem. Folia oecologica, 28, 2001, 125 – 137.
- PICHLER, V., GREGOR, J., TUŽINSKÝ, L., JURY, W., A., 2002: Nová metóda merania dynamických hydraulických vlastností pôdy. In: MIDRIAK, R.,: Pôda – jedna zo základných zložiek životného prostredia, KAE FEE a KPP LF TU Zvolen, VÚPOP Bratislava, s. 127 – 131.
- TUŽINSKÝ, L., 1993: Elements Concentrations in Under Crown Precipitations of Slovak Forest Ecosystems, Zb. Advances in Water Sciences, Vol. II., Stará Lesná 5., s. 130 – 137.
- TUŽINSKÝ, L., 2000: Kvantifikácia cudzorodých látok po prechode cez korunovú vrstvu lesných drevín, Zb. Cudzorodé látky v životnom prostredí, SPU Nitra, s. 233 – 238.
- TUŽINSKÝ, L., SOROKOVÁ, M., TUŽINSKÝ, E., 2002: Pôdna vrstva, výrazný faktor v interakcii pôda – rastlina – atmosféra. Zb. Pôda a rastlina, KP PríF UK Bratislava (Poster), 1 ss.

Soil in the Present Environment Conditions from the Austrian Point of View

Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach z rakúskeho hľadiska

(Koreferát k téme III. Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach)

Othmar NESTROY

*Institute for Engineering Geology and Applied Mineralogy at the Graz University for
Technology, Rechbauerstrasse 12, A-8010 Graz, Austria
e-mail: Nestroy@egam.tu-graz.ac.at*

Abstract

Introduction factor time for the soil genesis is under discussion, connected with the question of the beginning of the present time. Further is the soil both a bio-indicator and long-term conscience, more and more often for human activities, in positive and negative sense. Many examples illustrate this situation, especially the fact, that the main part of agricultural areas in Austria during the last 30 years, thank as good agricultural practice, can be considered a tendency of constant improvement.

Keywords: soil, environment conditions, Austria

Abstrakt

Predmetom diskusie je faktor času pri genéze pôdy, spojený s otázkou, kedy nastal súčasný stav. Je to práve pôda, ktorá je v podvedomí zachytená ako bioindikátor a faktor času, avšak stále častejšie sú tu aktivity človeka v pozitívnom i negatívnom zmysle. Túto situáciu ilustruje mnoho príkladov, najmä však skutočnosť, že hlavná časť poľnohospodárskych oblastí v Rakúsku za posledných 30 rokov môže byť považovaná za takú, ktorá má trvalú tendenciu zlepšovania vďaka dobrej poľnohospodárskej praxi.

Kľúčové slová: pôda, environmentálne podmienky, Rakúsko

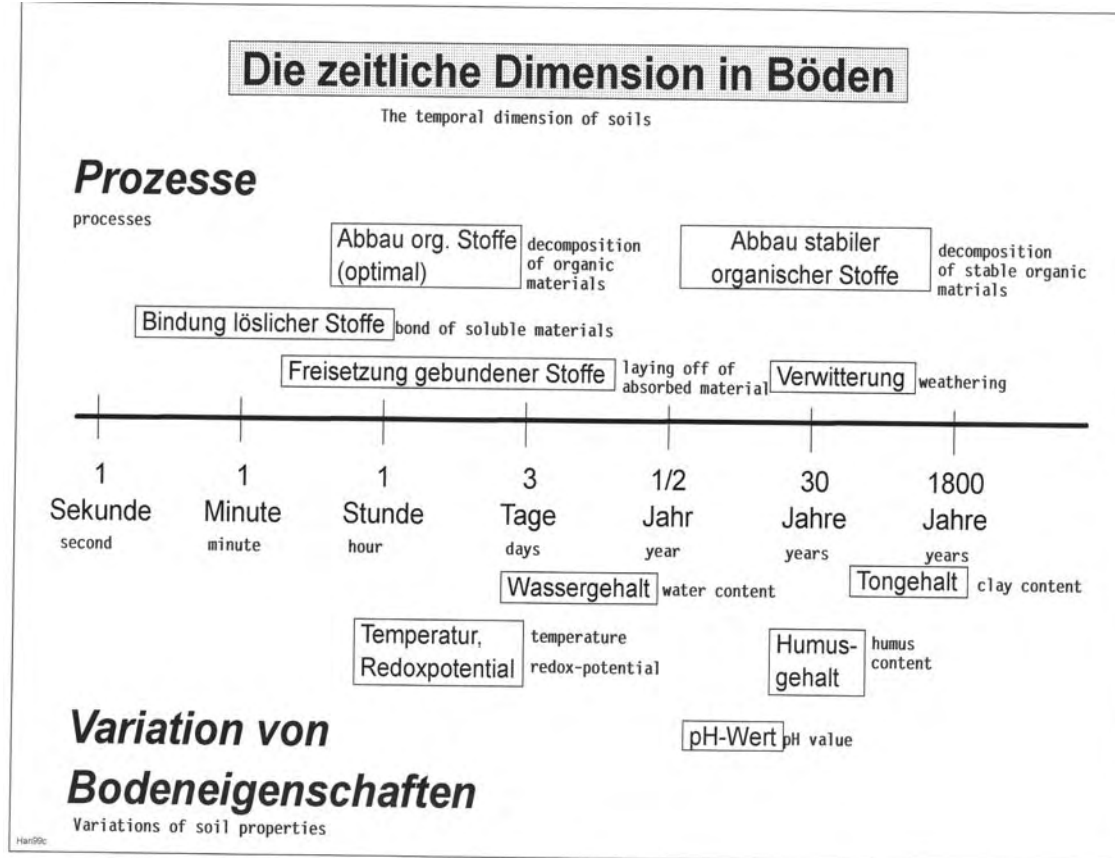
Everybody of us know the factors of the soil genesis, like rock, relief and climate (the abiotic factors), and plants, animals and men as the biotic factors. The factor time has a specific function: The function as multiplier. As a consequence, this factor has a strong influence over all other factors (on figure 1).

We realize that all soil processes are connected in contact with the factor time. We see very fast running processes, like bond of soluble materials, laying off of absorbed materials, some presses with a medium velocity, like water content, temperature, redox-potential, and decomposition of organic materials, and a few very slow going processes, like weathering, pH value, humus content, clay content, and decomposition of stable organic materials. For these seasons, the soil is a long-time bioindicator, the soil has a long-time ("bad" or "good") conscience. In the following I shall make reference to this fact.

I think at first we must explain the question, on which time was the beginning of the present time (the today) for our soil in Central Europe. Briefly we can say that this break was the end of the last glaciation, and the beginning of postglacial, also about 10.000 years B.P. The newest research show that the maximum of the Würm-Glaciation was 25.000 years B.P, the decay began about 20.000 years B.C., and the afforestation began (already) about 17 – 15.000 years B.C. – early than assumed! With other words: The genesis of our soils in Central Europe began not 10.000 years B.P., but 17 – 15.000

years B.P. For this reason we can see in the present soils a long-time indicator for the (changing or not) present environmental conditions. The soil is a reactor for all chemical inputs on the one site (see figure 1), on the other site a mirror, who the good and wicked deed reflect.

Figure 1 The Temporal Dimension of Soils



This paper would examine this fact by some examples.

The first examples concern the soil in his function as dump.

Example number 1: The soil as dump for sludge. Everybody produce various litter and waste. Through the sewerage systems come all these materials at the sewage plants, and the rest is cleaned water and sludge. What we can do with this dry or wet sludge? It's forbidden to apply the sludge on forest sites, only on agricultural sites with very strong requirements. Before the spreading need the farmer a soil certificate after the soil test about the aptitude category for sludge and sludge certificates. In comparing the soil certificate with the sludge certificate draw up the spreading certificate. The treatment of the sludge and the soil reaction are strongly observed by the local government office. If a farmer apply the maximum of permitted sludge on one hectare correspond it 115 kg net nitrogen, 62 kg net phosphorous, 10 kg net potassium, 46 kg net calcium, 13 kg net magnesium, and trace elements. In the future the accumulation of heavy metals coming from the sludge (and fertilizers) can be a problem; we must observe this situation but I see no danger in this moment (H. Kolmer und O. Nestroy, 1999).

The dangerous waste from the past is example number 2. But, this is not however much a problem (and the task) for a soil scientist sensu strictu, but this fact demonstrates the soil as the dump and sinks for various materials, and the danger for the ground water quality. This is more a problems for the environment than for the soil.

Example number 3 provides the explosion of the nuclear power station Chernobyl in April 1986. A large area around this power station was contaminated: agricultural land, water catchments, forests, extensively used pastures. Austria was one of the most strongly affected countries of the world, higher fallouts values can by only fond in the Ukraine, Belarus, Russia, and some parts of Scandinavia. (K. Kienzl

et al., 1996). After M. Gerzabek (1996) were the radioactive fallout in Austria 137 Caesium ($4.2 \text{ kBq/m}^2 - 44.1 \text{ kBq/m}^2$, average contamination 23.4 kBq/m^2), and 90 Strontium ($0.4 \text{ kBq/m}^2 - 2.0 \text{ kBq/m}^2$).

Soils are paramount for the long-term behaviour, e.g. bio-availability and migration. The radio-nuclides are mainly deposited in the upper humus horizons in forests and for this reason in mushrooms (G. Desment, 1996).

The example number 4 brings back us to one special agricultural problem: The question of nitrate in the soil and ground water. The map number 1 shows the nitrate loading of the pore-

Map 1 Nitrate Loading of the Pore-Water Areas in Austria



Water areas in Austria or, with other word the present hot spots of nitrate. We can see the coincidence between intensive agricultural areas in the Vienna Basin, in the areas around Linz, in parts of the SE-Styria and in the Basin of Klagenfurt. In the rule they are sites with soils with a very high content of gravel in the subsoil and with a very high infiltration rate.

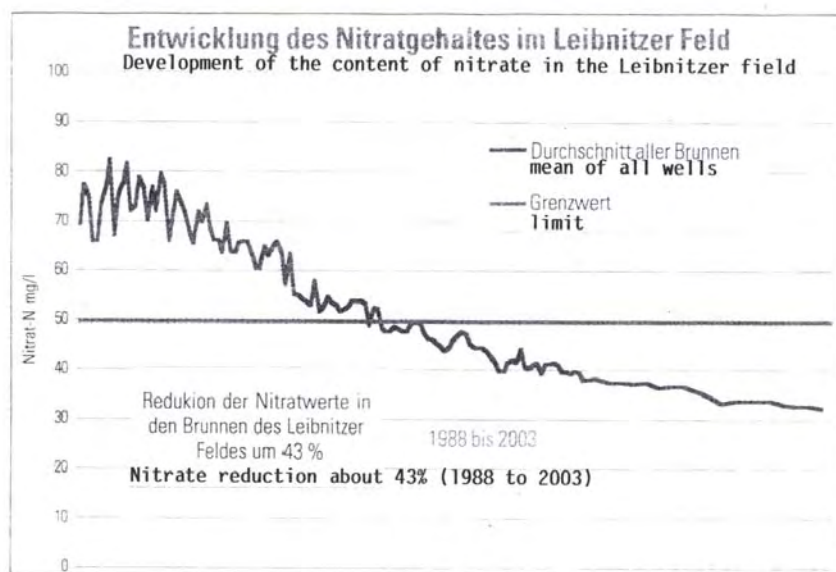
Now we have a very restrictive low (the ÖPUL-Programme), special for the application of nitrogen since January 2003. Only the application of 170 kg (earlier 210 kg) nitrogen per hectare, that equal 2.83 (early 3.5) large animal unit per hectare agricultural area are permit. In addition of it we have soil protected areas in Styria and the success wasn't long in coming. We see on table 1 the drop of the nitrate-values on different wells in the Leibnitzer field from 1988 to 2000 with a reduction until more than 50 %, and you can see on figure 2 the development of the content of nitrate in the Leibnitzer field during the time from 1988 to 2003. The reduction of nitrate is about 43 %, and this curve speaks for itself.

Table 1 Drop of the Nitrate-Values on different Wells of the Leibnitzer Field from 1988 to 2000

Pumping plant/ time	January 1988	January 2000	Reduction (mg NO_3)/l	Reduction (%)
Kaindorf 1	67.00	41.40	-25.60	-38.21
Kaindorf 2	68.50	42.60	-25.90	-37.81
Kainmdorf 3	69.40	40.20	-29.20	-42.07
Leitring	76.60	42.50	-34.10	-44.52
St. Georgen 1	111.60ß	55.00	-55.60	-50.72
St. Georgen 2	75.20	46.00	-29.20	-38.83
Mean	78.05	44.62	-33.43	-42.84

Patter, D., 2001.

Figure 2 Development of the Content of Nitrate in the



The next example, this is an example number 5, demonstrates us one soil profile study in the Northern Limestone Alps, especially in the Tennengebirge, Salzburg country. The deforesting in the High Middle-Age was important and dangerous, and the wood areas were extremely small.

Leibnitzer Field:

On this time began the installation of many alpine pastures, connected with nursing measures by men: fertilization with manure or liquid manure. The soil metabolism find out a deep change: deep rooting trees to shallow rooting permanent green cover. The soil mapping in the region of Werfenweng and the qualification of some soil profiles show that the original podzolic dynamic, caused by the needle trees with acid litter and high precipitation, after the deforestation and the following change to permanent grassland the soil development goes in direction Cambisol. We can see in the upper horizons of the profile this change in the metabolism, the cambic horizon, and I think that this soil dynamic is in equilibrium with the present effective factors.

The last example, example number 5, is as well a positive contribution on this thematic.

Table 2 Evaluation in figures of the results from the second checking of the country soil specimens in Lower Austria and Styria (1971)

	Lower Austria	Styria
Plus/minus constant (= ± 1 point difference)	36 %	33 %
2-3 points + difference	12 %	28 %
More than 3 points +difference	40 %	28 %
More than 2 points -difference	12 %	11 %
	100 %	100 %
Total soil profiles	33	18

Nestroy, O., 1999.

Following the low, all the 25 years the Austrian Soil Evaluation must made a comparative evaluation of the state soil specimens in Austria. The commission made this evaluation in the field, at the face of the open soil profile. For this reason, this is a very objective and precise evaluation. In the way of the evaluation form 33 profiles in Lower Austria and 18 profiles in Styria (see table 2) we can notice a pleasant tendency: In Lower Austria is 36 % plus/minus constant, 52 % better, and only 12 % take a turn for the worse. In Styria are 33 % plus/minus constant, 56 % better, and 11 % take a turn for the worse. I see this fact as a consequence from the knowledge and information of the farmers connected with a good contact with soil scientists, and advisory persons.

The soil as a long-time biofactor with a long-time “conscience” demonstrates us positive and negative consequences between men and nature. We recognize on this way the consequences of human treatments, which conserve long-time in the soil, and are visible in the soil after one or more human generations.

References

- DESMET, G., 1996: Overview of EC Coordinated Radioecological Research after the Chernobyl Accident. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 53, s. 1 – 10, Wien.
- GERZABEK, M., 1996: Soil-to-Plant Transfer of CS and SR in Austria after the Chernobyl Accident. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 53, s. 111 – 117, Wien.
- KOLMER, H. - NESTROY, O., 1999: Auswirkungen einer Klärschlamm-Aufbringung auf die Schwermetallkonzentration von Böden und Pflanzen von drei landwirtschaftlich genutzten Böden in der Weststeiermark. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 57, Wien.
- KIENZEL, K., HENRICH, E. - BOSSEW, P. - FALKNER, T., 1996: Contamination of Austrian Soils by Caesium-137. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 53, s. 187 – 189, Wien.
- NESTROY, O., 1999: Die Zunahme der Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden, dargestellt an Beispielen aus Niederösterreich und der Steiermark. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges., Bd. 91, H. 2, s. 834 – 837, Oldenburg.
- PATTER, D., 2001: Nitrat weiter stark gesenkt. Landw. Mittlg. vom 15.5.2001, Graz.

Soil Aspects of the Sustainable Use of Agro-ecosystems in Hungary

Pôdne aspekty trvale udržateľného využívania agroekosystémov v Maďarsku

György VÁRALLYAY

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15. Hungary, e-mail: g.varallyay@rissac.hu

Abstract

Soils represent a considerable part of the natural resources of Hungary. Consequently, rational land use and proper soil management are important elements of sustainable (agricultural) development. Society has utilized various soil functions in different ways (rate, method, efficiency) throughout history. The misguided management of soil resources often led to their over-exploitation, reduced efficiency of one or more soil functions, and – over a certain limit – serious environmental deterioration.

Hungary is situated in the deepest part of the hydro(geo)logically closed Carpathian Basin. Soil conditions are relatively favourable for agro-ecosystems (covering more than 75 % of the country) and for multipurpose biomass production, but they show extremely high spatial and temporal variability and are very sensitive to various ecological constraints and environmental stresses:

- (a) Soil degradation processes, such as: (1) soil erosion by water or wind; (2) soil acidification; (3) salinization and/or alkalization; (4) physical degradation (structure destruction, compaction), (5) biological degradation.
- (b) Extreme moisture regime. The non-uniform rainfall distribution, the heterogeneous microrelief of the „flat” Hungarian Plain, and the unfavourable hydrophysical properties of soils are the main reasons of the simultaneous hazard of waterlogging or over-moistening and drought-sensitivity in extensive areas.
- (c) Nutrient stresses. Deficiency or accumulation and/or toxicity of one or more elements in the biogeochemical cycle and in the soil – water – plants – animals – human beings „food chain”.

Actions against undesirable environmental stresses and the prevention, elimination or moderation of their unfavourable consequences are important elements of sustainable *agro-ecosystem management*.

Keywords: soil aspects, sustainable use, agro-ecosystems, Hungary

Abstrakt

Pôdy predstavujú značnú časť prírodných zdrojov Maďarska. Preto racionálne využívanie pôdy a jej vhodný manažment sú dôležitými prvkami trvale udržateľného (poľnohospodárskeho) rozvoja. Spoločnosť využívala rôzne funkcie pôdy rôznymi spôsobmi (rôznou mierou, metódami a efektívnosťou) v priebehu celej histórie. Nevhodný manažment využívania pôdných zdrojov často viedol k ich nadmernej exploatácii, zníženej efektívnosti využívania jednej alebo viacerých pôdných funkcií a v prípadoch prekročenia určitého limitu k vážnym škodám na životnom prostredí. Maďarsko je situované v najnižšie položenej časti hydro(geo)logicky uzavretej Karpatskej kotliny. Pôdne podmienky sú relatívne priaznivé pre agroekosystémy (pokrývajúce viac ako 75 % plochy krajiny) a pre viacúčelovú produkciu biomasy, avšak vykazujú extrémne vysokú priestorovú a časovú variabilitu a sú veľmi citlivé voči rôznym ekologickým faktorom a environmentálnym tlakom:

- a) procesy degradácie pôdy ako sú: vodná a veterná erózia pôdy, acidifikácia, salinizácia a/alebo alkalizácia, fyzikálna degradácia (deštrukcia štruktúry, kompakcia), biologická degradácia,

- b) extrémny vlhový režim: nerovnomerná distribúcia zrážok, heterogénny mikrorelieľ „plochej“ maďarskej roviny a nepriaznivé hydrofyzikálne vlastnosti sú hlavnými príčinami súčasne pôsobiaceho procesmi ohrozenia zamokrovaním alebo nadmerným prevlhčením, či ich nadmernou citlivosťou voči suchu na rozsiahlych plochách.
- c) živinové stresy: deficit alebo hromadenie a/alebo toxicita jedného, či viacerých prvkov v biochemickom cykle a v potravinovom reťazci pôda – voda – rastliny – zvieratá – človek.

Činnosti zamerané proti nežiadúcim environmentálnym stresom a prevencia, eliminácia, alebo zmierňovanie nepriaznivých dôsledkov sú dôležitými prvkami trvale udržateľného manažmentu agroekosystému.

Kľúčové slová: pôdne aspekty, trvale udržateľné využívanie, agroekosystémy, Maďarsko

Introduction

The most important *life-quality* criteria are:

- healthy and good quality food, and food security;
- clean water;
- pleasant environment.

All three are closely related to *rational land use* and the *sustainable management of natural resources*.

Sustainable development is the management and conservation of the natural resource base and the orientation of technological and institutional change in such a manner as to ensure the attainment and continued satisfaction of human needs for present and future generations. *Sustainable agricultural development* includes efficient *biomass production* for food, fodder, industrial raw material and alternative energy, using environment-friendly, energy- and material saving technologies paying special attention to quality, and a socially acceptable rural development, simultaneously. The given land resources (geological formations, relief, atmosphere, surface and subsurface water resources, soil biota, vegetation) are used, managed and – hopefully – protected by society according to its requirements, depending on the given socio-economic conditions, modified by the historical background and formulated by the various level decision-makers (Figures 1 and 2) [2, 5, 6, 17].

Soil functions

Land (soil–water–near surface atmosphere continuum, with its geology, relief and biota) represents a considerable part of the *natural resources* of Hungary [8]. Consequently, rational land use and proper soil management – to guarantee normal soil functions – are important elements of the *sustainable use of agro-ecosystems*, having special importance both in the national economy and in environment protection.

Figure 1 Relationships between resources and the society

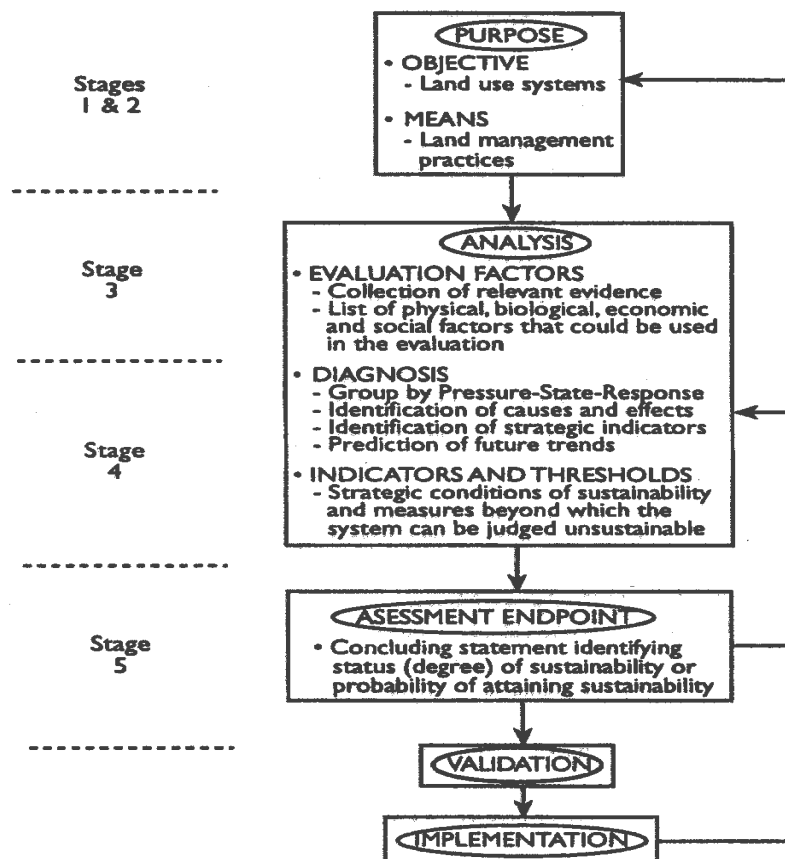
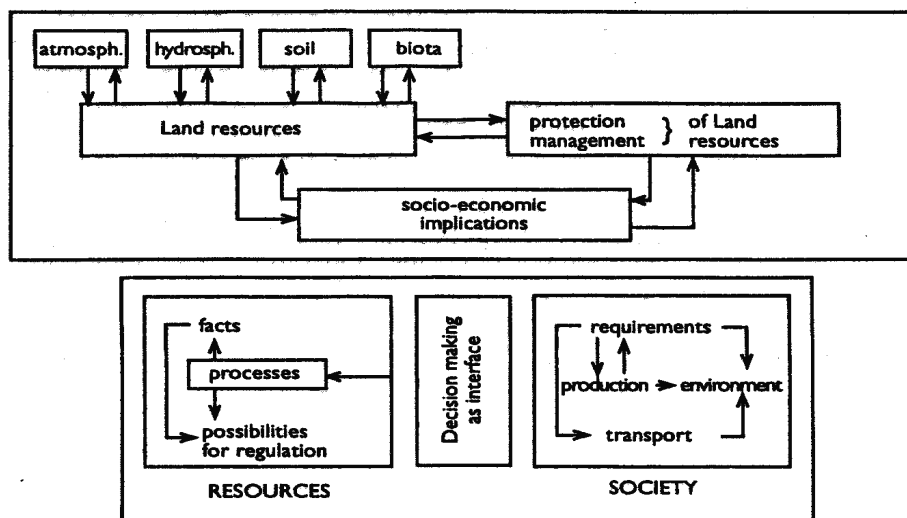


Figure 2 Flowchart showing the stages of the realization of sustainable land use and soil management



The main *soil functions* are as follows:

- conditionally renewable natural resource;
- reactor, transformer and integrator of the combined influences of other natural resources (solar radiation, atmosphere, surface and subsurface waters, biological resources), place of „sphere-interactions“;
- medium for biomass production, primary food-source of the biosphere;

- storage of heat, water and plant nutrients;
- natural filter and detoxication system, which may prevent the deeper geological formations and the subsurface waters from various pollutants;
- high capacity buffer medium, which may prevent or moderate the unfavourable consequences of various environmental stresses;
- significant gene-reservoir, an important element of biodiversity;
- conserver and carrier of the heritage of natural and human history.

Society has utilized these functions in different ways (rate, method, efficiency) throughout history, depending on the given natural conditions and socio-economic circumstances. In many cases the character of the particular functions was not properly taken into consideration during the utilization of soil resources, and the misguided management resulted in their over-exploitation, decreasing efficiency of one or more soil functions, and – over a certain limit – serious environmental deterioration.

Primary, secondary and tertiary *agricultural production* has traditionally great significance in the Hungarian national economy. The relative importance of its criteria (quantity, quality, efficiency, profitability, environmental impacts) has changed considerably during the history of agriculture, depending on the socio-economic conditions and according to political decisions [18].

The agro-ecological potential in Hungary

Hungary (with a territory of 93 000 km² and 10 million inhabitants) is situated in the deepest part of the hydro(geo)logically closed Carpathian Basin, where the natural conditions show high spatial and temporal variability. The majority of the land surface have been covered by Quaternary or more recent geological deposits: loess, aeolian, alluvial, colluvial deposits. The weather is under the combined and changing influences of the Atlantic, Continental and Mediterranean climates, with negative water balance (500 – 550 mm average annual precipitation vs. 800 – 900 mm potential evapotranspiration) in the Hungarian plains. This is equilibrated by surface runoff, seepage and groundwater flow from the surrounding hilly regions to the lowland and results in the accumulation of soluble materials (carbonates, Na-salts) originating from an extensive water catchment area [3].

According to the comprehensive *agro-ecological assessment* which was carried out between 1978–1983 [1, 7, 23], Hungarian natural conditions (climate, water-, soil- and biological resources) are *generally favourable* for rainfed biomass production [7, 23]. These conditions, however, are highly sensitive to frequent environmental and human induced stresses: extreme weather conditions and hydrological events, improper land use and soil management, pollution etc.

More than half of the country's land is affected by various *ecological constraints* (Figure 3) [12, 20].

In addition to the existing limitations extensive areas are threatened by various unfavourable soil processes (Table 1). Among these the following four are the most significant:

1. Soil degradation processes

The main soil degradation processes are: soil erosion by water or wind; soil acidification; salinization and/or alkalization; physical degradation (structure destruction, compaction); extreme moisture regime: drought sensitivity and waterlogging hazard; biological degradation; unfavourable changes in the plant nutrient regime; decrease of natural buffering capacity, soil (and water) pollution [3, 10, 11, 14, 19, 20].

2. Extreme moisture regime

The annual precipitation (especially in the Hungarian plains) shows extremely high spatial and temporal variability – even in micro-scale. Non-uniform rainfall distribution, the heterogeneous microrelief of the „flat” Hungarian Plain, and the unfavourable hydrophysical properties of soils are the main reasons of extreme moisture regime: the simultaneous hazard of waterlogging or over-moistening and drought-sensitivity in extensive areas, sometimes on the same places within a short period.

Figure 3 Map of the limiting factors of soil fertility in Hungary. 1. Extremely coarse texture, 2. Acidity, 3. Salinity and/or alkalinity, 4. Salinity and/or alkalinity in the deeper layers, 5. Extremely heavy texture, 6. Waterlogging, 7. Erosion, 8. Shallow depth

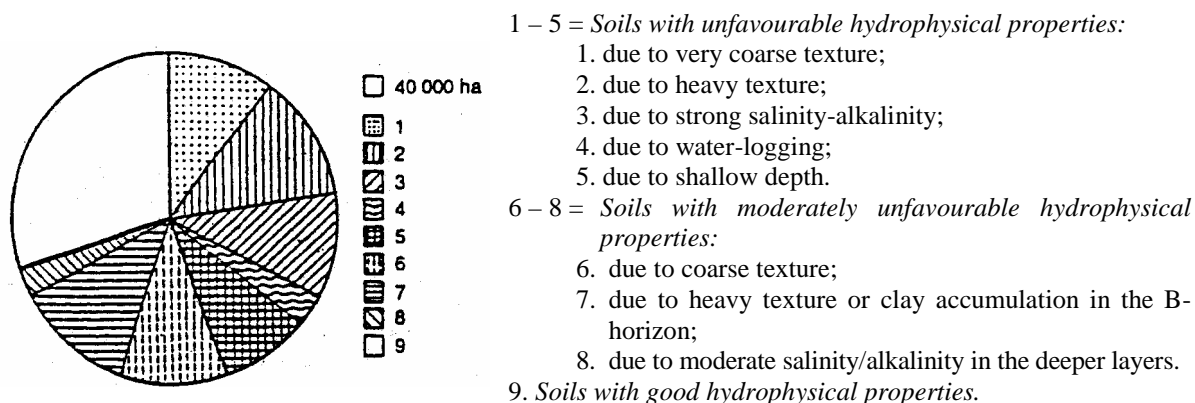


Table 1 Limiting factors of soil fertility and soil degradation processes in Hungary

	Limiting factor of soil fertility	Area, 1 000 ha	%		Soil degradation processes
1.	Extremely coarse texture	746	8.0	1.	Soil erosion: - by water - by wind
2.	Soil acidity	1 200	12.8	2.	Soil acidification
	- combined with erosion	(348)	(3.7)	3.	Salinization/alkalization
	- combined with shallow depth	(67)	(0.7)	4.	Physical soil degradation - structure destruction - compaction - surface sealing
3.	Salinity/alkalinity	757	8.1	5.	Extreme moisture regime - overmoistening, waterlogging - drought sensitivity
4.	Salinity/alkalinity in the deeper layers	245	2.6	6.	Biological degradation - decrease of organic matter - deterioration of soil biota
5.	Extremely heavy texture	630	6.8	7.	Unfavourable changes in the nutrient regime - leaching - biotic and abiotic immobilization
6.	Peat formation, waterlogging	161	1.7	8.	Decrease of the buffering capacity, soil pollution, „toxicity”
7.	Soil erosion	1 455	15.6		
	- combined with acidity	(348)	(3.7)		
8.	Shallow depth	217	2.3		
	- combined with acidity	(67)	(0.7)		

In Figure 4 the distribution of Hungarian soils according to their hydrophysical properties are shown indicating their main reasons. In Figure 5 the schematic map of the quantitatively defined hydrophysical (sub)categories is presented showing the extremely high spatial variability of these characteristics, which makes necessary a particularly careful „two-direction” precision soil moisture control [13, 15].

Figure 4 Distribution of soils according to their hydrophysical properties



3. Nutrient stresses

Deficiency or accumulation and/or toxicity of one or more elements in the biogeochemical cycle are strongly increasing environmental threats, mainly due to the non-scientifically based, improperly controlled, sometimes over-chemized social development, including biomass production and waste management [1, 17].

Figure 5 Map of hydrophysical properties of soils. 1. Soils with very high infiltration rate (IR), permeability (P) and hydraulic conductivity (HC); low field capacity (FC); and very poor water retention (WR), 2. Soils with high IR, P and HC; medium PC; and poor WR, 3. Soils with good IR, P and HC; good FC; and good WR, 4. Soils with moderate IR, P and HC; high FC; and good WR, 5. Soils with moderate IR, poor P and HC; high PC and high WR, 6. Soils with unfavourable water management: low IR, extremely high WR, 7. Soils with extremely unfavourable water management: very low IR, extremely low P and HC; and very high WR, 8. Soils with good IR, P and HC; and very high FC, 9. Soils with extreme moisture regime due to shallow depth. The main profile variants: (1) texture becomes lighter with depth (soils formed on relatively light-textured parent material): 2/1, 3/1. (2) uniform texture within the profile: 1/1, 2/2, 3/2, 4/2, 5/2. (3) relative clay accumulation in the horizon B: 4/1, 4/1. Profile variants of category 6: 6/1: heavy-textured soils with poor structure and a compact layer formed under the influence of misguided soil management; 6/2: pseudogleys; 6/3. deep meadow soloncheks, soloncheks turning into steppe formation and solonchek meadow soils (with an A horizon thicker than 15 cm); 6/4: soils with salinity/alkalinity in the deeper horizons.



4. Environmental pollution

Accumulation or mobilization of various, potentially harmful (or even toxic) elements (or compounds) in the „life media” of various organisms, in air, in water, in soil; or in the biomass of various organisms within the soil–water–plants–animals–human beings „food chain” [16, 20].

Control of soil processes

The efficient *control of soil processes* necessitates the following consecutive steps [18, 20]:

- registration of *facts and consequences* (information on land and soil characteristics, land use, cropping pattern, applied agrotechnics, yields, with their spatial and temporal variability);
- evaluation of *potential reasons* (definition and quantification of soil processes, analysis of influencing factors and their mechanisms);
- assessment of the theoretical, real, rational and economic *possibilities for the control* of soil processes (including their risk-assessment and impact analysis);
- elaboration of *efficient technologies* for the „best” control alternatives (best management practice).

Figure 6 Sources and pathways of soil pollution

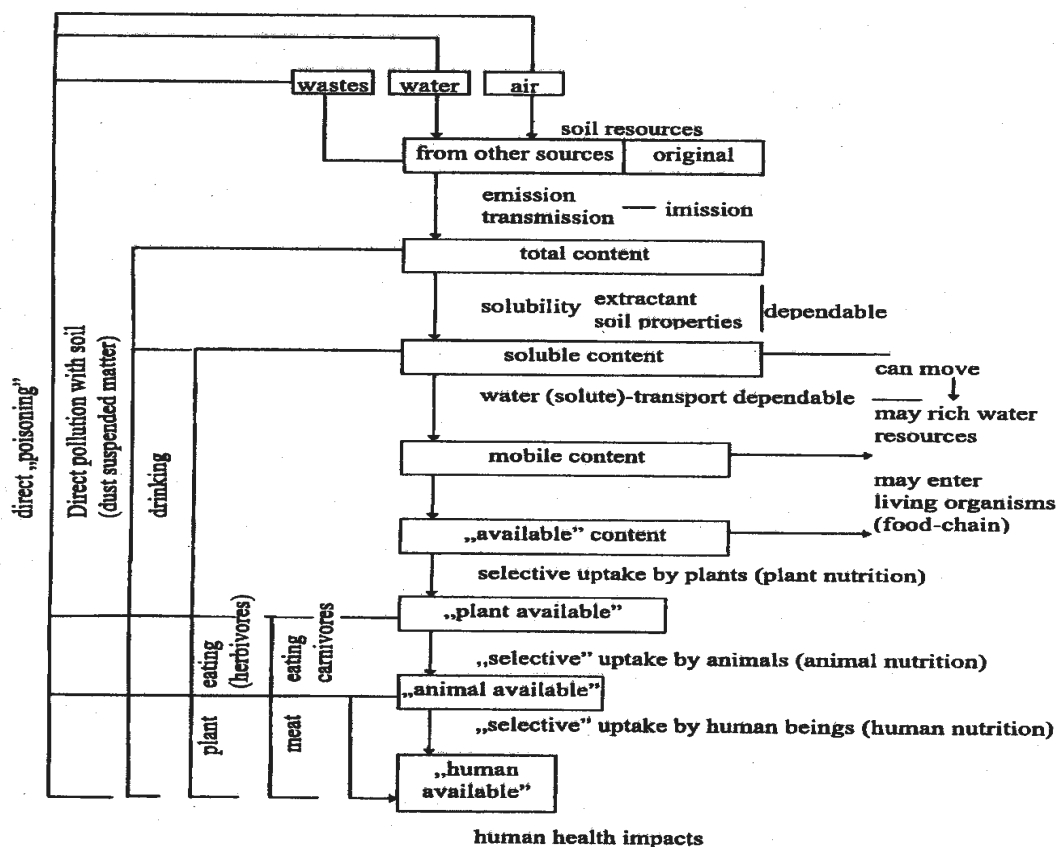
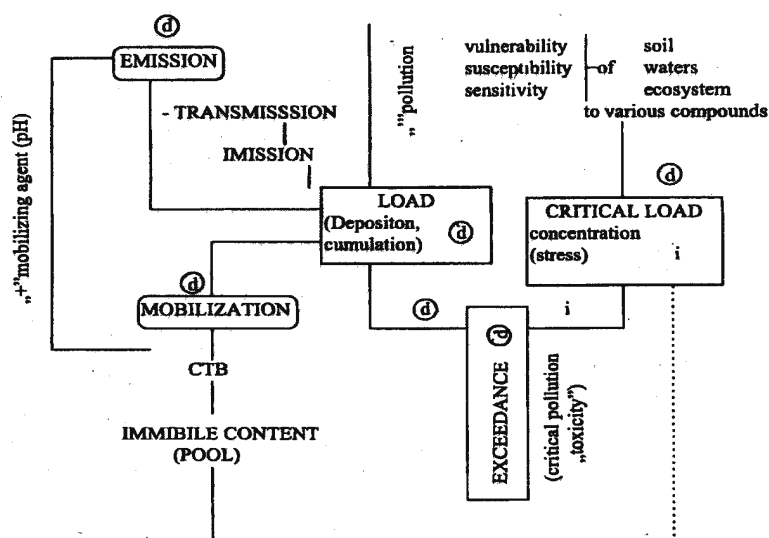


Figure 7 Strategy for pollution control (i: increase; d: decrease)

The scientifically based planning and implementation of sustainable land use and rational soil management requires adequate *information* on the natural conditions and on the actual and/or potential impacts of human activities. Such information are available in Hungary in a large number (long-term records, maps, databases etc.) on various (national, regional, municipal, farm, field) levels. In the last years a considerable part of these data were organized into computer-based GIS databases giving opportunities for the prevention, elimination or reduction of environmental stresses and their unfavourable consequences [4, 20, 21, 22].

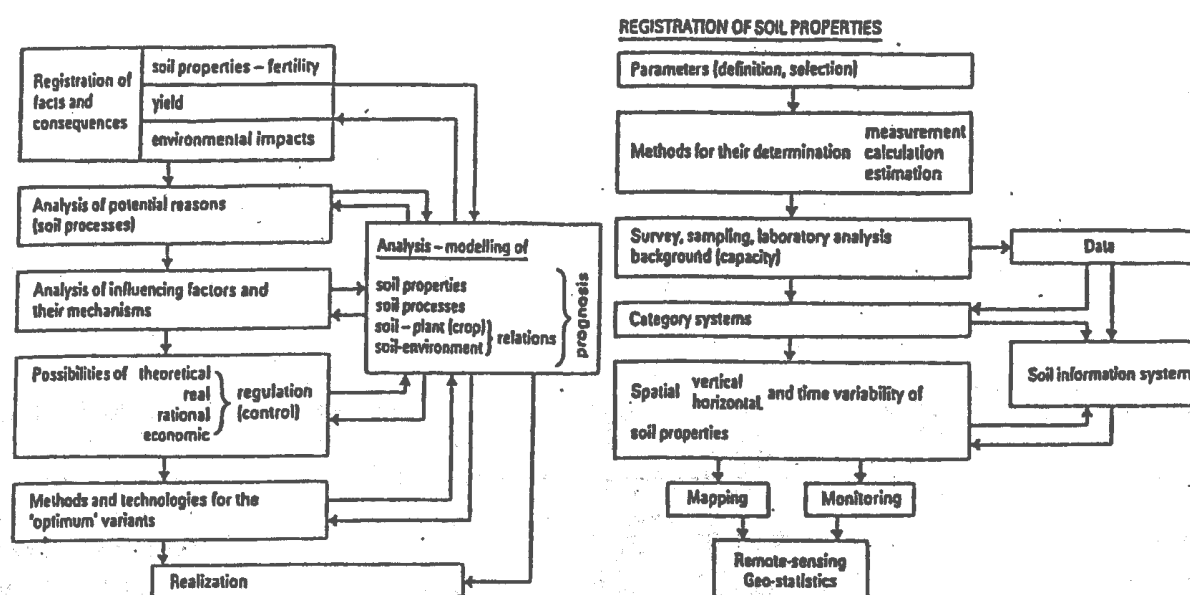


The main elements of sustainable soil management

The main elements of sustainable agriculture, biomass production, land use and soil management are as follows [1, 5, 17]:

1. *Territorial co-ordination of agro-ecological conditions and land-site characteristics*, as well as the *agro-ecological requirements of cultivated crops*, taking into consideration both production and the environmental aspects in the short-, mid- and long-term scales.
2. *Rationalization of the structure of agricultural fields*, particularly under new ownership structures.
3. *Reduction to a minimum of production wastes* with promotion of efficient recycling with no harmful environmental side-effects.
4. *Prevention or control of unfavourable soil degradation processes*.
5. *Improvement of the efficiency of agricultural water management and soil moisture control*.
Increasing the infiltration of water into and water storage within the soil in plant available form without unfavourable environmental consequences.
6. *Precision plant nutrient management*.
7. *Prevention and control of soil pollution*.
8. *Integrated pest management*.

Figure 8 Control of soil processes



Agricultural production is economy driven. In contrast, the maintenance of the multifunctionality of soils, the quality of surface and subsurface water resources and the protection of the natural environment are not (fully) economy-dependent elements of sustainable development, but imperative tasks of the human society. Only their efficient and most economical alternatives (methods, technologies) can be selected on the base of cost/benefit analysis.

For the efficient realization of *sustainable (agricultural) development*:

- i. the criteria of sustainable agricultural development and crop production have to be defined and quantified;
- ii. the necessary economical regulations have to be elaborated (such as: tax, price, credit, subsidy regulations, etc.) guaranteeing the fulfillment of these criteria; the defined and quantified criteria and the economy regulations have to be formulated in various legal documents (laws and related official documents); the potential possibilities and efficient ways, methods of sustainable crop production have to be elaborated, adopted, published and demonstrated, which needs the establishment of appropriate mechanisms for research, training and education, demonstration, extension and advisory service;
- iii. the necessary mechanisms for continuous control have to be built up;
- iv. environment-friendly, long-term society moral has to be developed on each level (global, continental, regional, national, subregional, local).

The National Agri-environment Programme

The preparation for EU membership requires substantive changes to agricultural policy in Central and Eastern Europe (CEE) to redirect it towards a new European model of *multifunctional agriculture*. Farming should combine food production with environmental and social objectives.

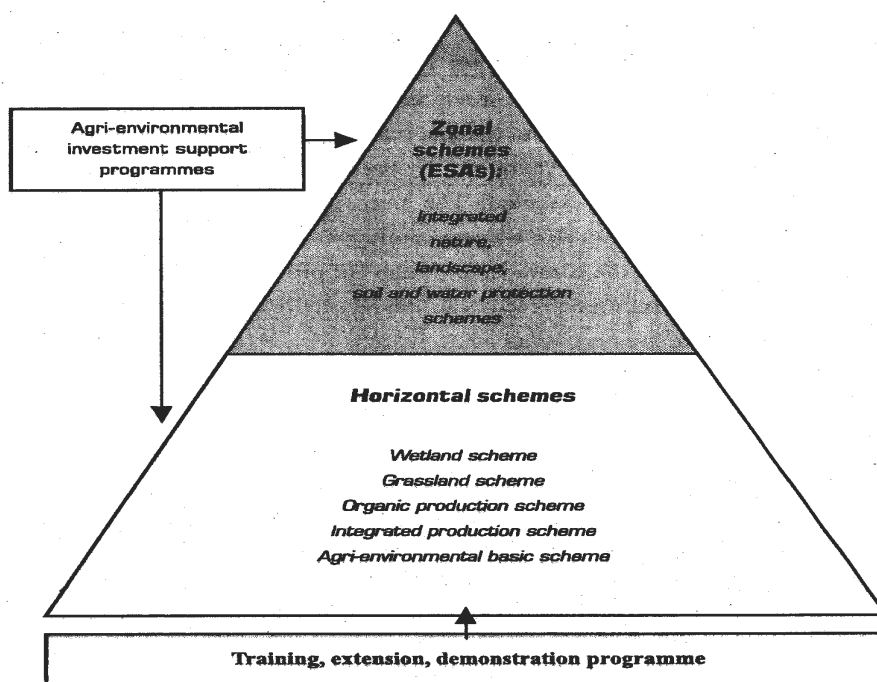
In Hungary a *National Agri-environmental Programme (AEP)* was developed in 1999 for supporting environment-friendly agricultural production methods ensuring the protection of nature and the preservation of landscape. The Programme has been based on the following scientific assessments, analyses and legal documents:

- Five *national programmes* (initiated and coordinated by the Hungarian Academy of Sciences:
 - Assessment of the agro-ecological potential of Hungary (1978–1982 [7, 23];
 - Multipurpose use of the produced biomass (1981–1983);
 - Adaptive agriculture (1988–1992);
 - AGRO-21 (1993–1995) [1];
 - AGRO-QUALITY (1996–1998);

- *AGENDA-21* formulated by the 1992 Rio de Janeiro Summit on the Environment, and related documents;
- *Hungarian Strategy Plan*, initiatives and actions for sustainable development (Committee for Sustainable Development, Budapest, 1997);
- *National Environmental Programme*, 1st Phase: 1997–2002.

The implementation is an integral part of the 2nd Phase of the *National Environmental Programme* (2003–2006) and harmonized with the *European Environmental Advisory Councils* (EEAC) statement towards a sustainable *Common Agricultural Policy* (CAP).

Figure 9 The structure of the National Agri-environment Programme



The structure of the EAP is pyramidal (Figure 9). Its base is formed by several *horizontal schemes* (wetland, grassland, organic production, integrated production, agri-environmental basic schemes) that apply to all areas in agricultural use. Horizontal measures combine environmental protection (soil, water) with nature conservation goals. Higher up the pyramid are *area-specific zonal schemes* that target high nature value areas. The schemes focus on integrated nature, landscape, soil and water protection.

General conclusion

All of the tasks and actions summarized in the present paper are priority duties of the state, decision makers on various levels, the land owners, the land users, and – to a certain extent – of each member of the society. Only their joint efforts can be efficient towards a *sustainable agricultural production harmonized with successful environment protection*, ensuring a pleasant environment and a promising future.

References

- AGRO-21, *Future View of the Agriculture*. „AGRO-21 Brochures”. 10. Budapest. pp. 5 – 26. 1995. (In Hungarian)
- BOUMA, J. - VÁRALLYAY, G. - BATJES, N.H., 1998: Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystem & Environment*. 67. pp. 103 – 119.
- FAO, *Guidelines for the Control of Soil Degradation*. FAO-UNEP. Rome.
- FÉSŰS, I. - KELE, G. – VÁRALLYAY, Gy., 2000: Soil databases and their use in Hungary. In: *The European Soil Information System*. World Soil Resources Reports. No. 91. ESB-FAO, Rome. pp. 87 – 96.

- GREENLAND, D.J. - SZABOLCS, I. (Eds.), 1993: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford. 561 p.
- HEINEKE, H.J. - ECKELMANN, W. - THOMASSON, A.J. - JONES, R.J.A. - MONTANARELLA, L. - BUCKLEY, B., 1998: *Developments for Planning the Sustainable Use of Land Resources*. ESB-NLFB-BGR. Ispra. 564 p.
- LÁNG, I. - CSETE, L. - HARNOS, Zs., 1983: The Agro-ecological Potential of Hungarian Agriculture in 2000. *Mezőgazd. Kiadó*. Budapest. 266 p. (In Hungarian).
- National Atlas of Hungary. Hungarian Academy of Sciences. Budapest. 395 p. 1989.
- National Agri-environment Programme. Vol. I. Ministry of Agriculture and Rural Development. Budapest. 174 p. 1999.
- PÁSZTOR, L. - SUBA, Z. - SZABÓ, J. - VÁRALLYAY, Gy., 1998: Land degradation mapping in Hungary. *Proc. MARS-MERA 1994 – 1996. Results Conf. (Bratislava, 10 – 11 Dec. 1996)*. EC Joint Research Centre, Ispra. pp. 43 – 54.
- SZABÓ, J. - PÁSZTOR, L. - SUBA, Zs. - VÁRALLYAY, Gy., 1998: Integration of remote sensing and GIS techniques in land degradation mapping. *Agrokémia és Talajtan*. 47. pp. 63 – 75.
- SZABOLCS, I. - VÁRALLYAY, Gy., 1978: Limiting factors of soil fertility in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 27. pp. 181 – 202.
- VÁRALLYAY, Gy., 1985: Main types of water regimes and substance regimes in Hungarian soils. *Agrokémia és Talajtan*. 34. pp. 267 – 298. (In Hungarian)
- VÁRALLYAY, Gy., 1989: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation and Rehabilitation*. 1. pp. 171 – 188.
- VÁRALLYAY, Gy., 1989: Soil water problems in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 38. pp. 577 – 595.
- VÁRALLYAY, Gy., 1996: Soil pollution management in Hungary. *Remediation of Soil and Groundwater. Opportunities in Eastern Europe*. (Eds.: McBean, E.A., Balek, J. & Clegg, B.) NATO ASI Series 2. Environment. Vol. 17. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London. Part II. II/5. pp. 87 – 112.
- VÁRALLYAY, Gy., 1997: Environmental relationships of soil water management. *Proc. 2nd Intern. Seminar on Soil, Plant and Environment Relationships, Debrecen, 1996*. Current Plant and Soil Science in Agriculture. No. 1 – 2. pp. 7 – 32.
- VÁRALLYAY, Gy., 1998: Multifunctional soil management for sustainable development in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 47. pp. 7 – 22.
- VÁRALLYAY, Gy., 1998: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Soil Pollution*. (Ed.: Filep, Gy.) Agric. Univ. Debrecen. pp. 1 – 19.
- VÁRALLYAY, Gy., 2000: Risk assessment and prevention of soil degradation processes in Hungary. *Foresight and Precaution*. (Eds.: Cottam, Harvey, Pape & Tait). Balkema, Rotterdam. pp. 563 – 567.
- VÁRALLYAY, Gy. - PÁSZTOR, L. - SZABÓ, J. - BAKACSI, Zs., 2000: Soil vulnerability assessments in Hungary. *Soil and Terrain Database. Land Degradation Status and Soil Vulnerability Assessment for Central and Eastern Europe*. FAO Land and Water Digital Media Series 10. CD-ROM. FAO. Rome.
- VÁRALLYAY, Gy. - SZABÓ, J. - PÁSZTOR, L. - MICHÉLI, E., 1998: A database for sustainable agriculture and environmental protection in Hungary. *Land Information Systems. Developments for Planning the Sustainable Use of Land Resources*. European Soil Bureau. Research Report 164. Ispra. pp. 151 – 164.
- VÁRALLYAY, Gy. - SZÚCS, L. - ZILAHY, P. - RAJKAI, K. - MURÁNYI, A., 1985: Soil factors determining the agroecological potential of Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 34. Suppl. pp. 90 – 94.

Significance of Microbial Biomass in Natural and Contaminated Soils

Význam mikrobiálnej biomasy v prírodných a kontaminovaných pôdach

(Hlavný referát k téme IV. Produkcia biomasy a jej význam pre pôdu)

Zdeněk FILIP

Federal Environmental Agency, Langen Building, Paul Ehrlich Strasse 29, 63225 Langen, Germany, e-mail: zdenek.filip@uba.de

Life is first and foremost a microbial phenomenon.

F.M. Harold (2001)

Abstract

The microbial biomass as a living component of soil organic matter plays an irreplaceable role in the turnover of matter and elements in terrestrial ecosystems. Biomass contents in soil should be used as a measure to evaluate soil health and reveal management and contamination effects on soil. However, although a variety of methods for the estimation of microbial biomass has been developed yet, no a single one is full capable of determining real size and numerous functions of a soil microbial community, due to the heterogeneity of microbial populations and complexity of biogeochemical processes they are involved in. In a soil monitoring policy, unified methodical approaches to estimation of microbial biomass should be attempted and preferably set up in order to achieve internationally acceptable and comparable results.

Keywords: microbial biomass, soil contamination, bacteria, natural and anthropic, soil organic matter

Abstrakt

Mikrobiálna biomasa ako živý komponent pôdnej organickej hmoty hrá nenahradiťnú úlohu pri premene látok a prvkov v terestriálnych ekosystémoch. Obsah biomasy by mal slúžiť ako meradlo pre hodnotenie zdravotného stavu pôdy ako aj sledovanie vplyvov obrábania a kontaminácie na pôdu. Avšak hoci bola doteraz vyvinutá celá séria metód pre odhad mikrobiálnej masy, žiadna z nich doteraz nie je schopná určiť skutočnú veľkosť a početné funkcie pôdneho mikrobiálneho spoločenstva, a to v dôsledku heterogénosti mikrobiálnej populácie a zložitosti biochemických procesov, ktoré v nich prebiehajú. V politike monitorovania pôdy mali by byť preskúšané zjednotené metodologické prístupy k odhadu mikrobiálnej biomasy a prednostne ich využiť k dosiahnutiu medzinárodne prijateľných a porovnateľných výsledkov.

Kľúčové slová: mikrobiálna biomasa, kontaminácia pôdy, baktérie, prírodný a antropický, pôdna organická hmota

Introduction

A recent phylogenetic tree based on evaluation of 16S RNA sequences suggests strongly that life on the planet Earth should be considered in three major categories, *Archea*, *Bacteria*, and *Eucarya* (Leadbetter, 1997). In *Eucarya*, plants and animals represent only two little branches. In difference to

Eucarya, *Archea* and *Bacteria*, i.e., prokaryotic microorganisms, have been present on this planet for some four-fifths of its age, and they had an ample time for natural selection, mutation and accumulation. Microorganisms still account for the lion's share of global biomass, and for most of biological diversity. They carry out metabolism, reproduce their own kind, and are optimum adapted to their nonliving environment. In many instances, such as in soil, microbial cells are firmly attached to or localized on nonliving surfaces. These specific microhabitats profoundly influence biochemical and physiological activities of microorganisms (Filip, 1973, 1975).

Although we did not succeed yet to understand prokaryotic world in its entirety, there is no doubt that soil microorganisms represent important agents in soil forming by the weathering of minerals, and synthesis and decomposition of organic matter. As major agents in the cycling of plant nutrients and other (bio-) elements, they influence basically soil fertility, and in a great scale, the functioning of the entire terrestrial ecosystems.

Microbial biomass in soil

From data published by several authors, an existence of many thousands of microbial species in a single one gram sample of soil have been concluded, but simultaneously, some doubt about validity of the species differentiation system have been cast up (Filip, 1999). A total microbial biomass rather than individual species stands for a useful biological category especially in process oriented soil biology. From Figure 1 we can recognize microbial biomass to be a major part of living components of the soil organic matter. Over a wide range of locations and ecotypes, carbon and nitrogen accumulated in microbial biomass accounts for 1 to 5 % of the total soil C, and 1 to 6 % of the total soil N, respectively (Sparling, 1999). These estimates assume cell contents of 50 % C and 4 % N. Consequently, the total amounts of microbial C and N in soil tend to reflect the total organic matter contents of soil. As shown in Figure 2, the microbial biomass is usually concentrated in the top centimetres of soil, and in non-tilled soils declines rapidly with depth.

Fig. 1 Composition of a fertile soil in percentage of dry weight
(From: Theng et al., 1989; modified)

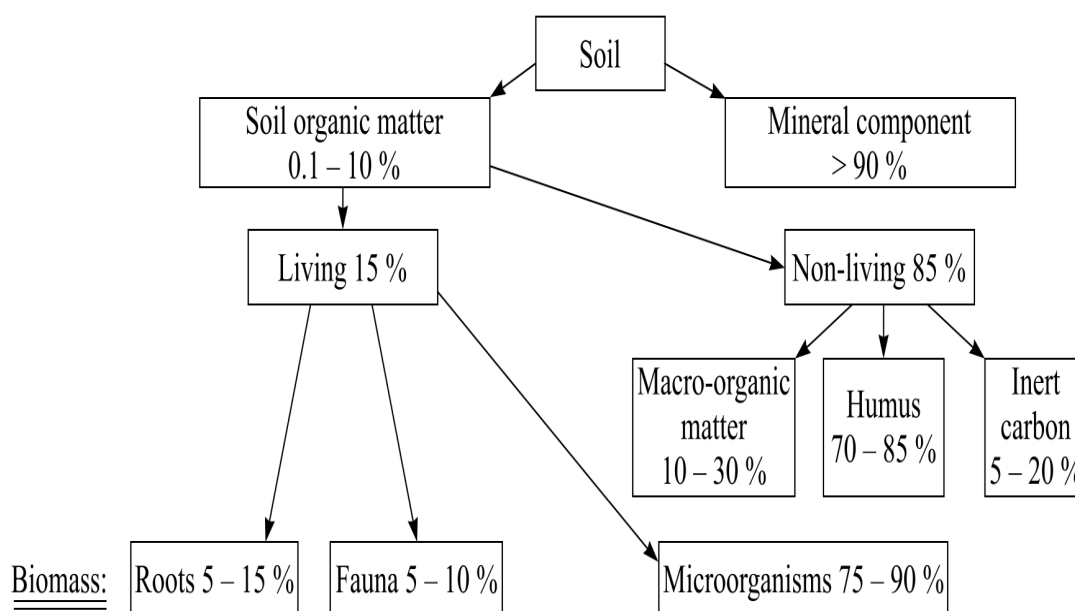
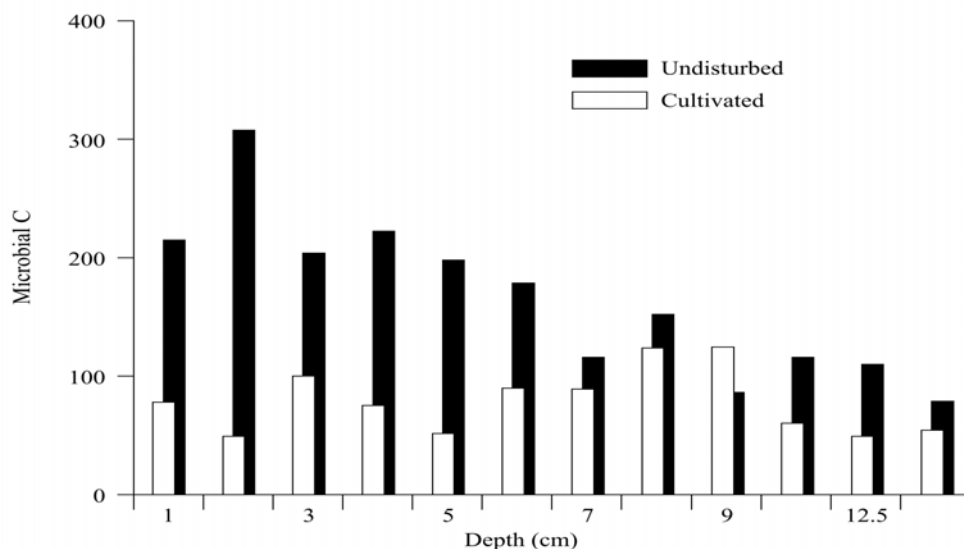
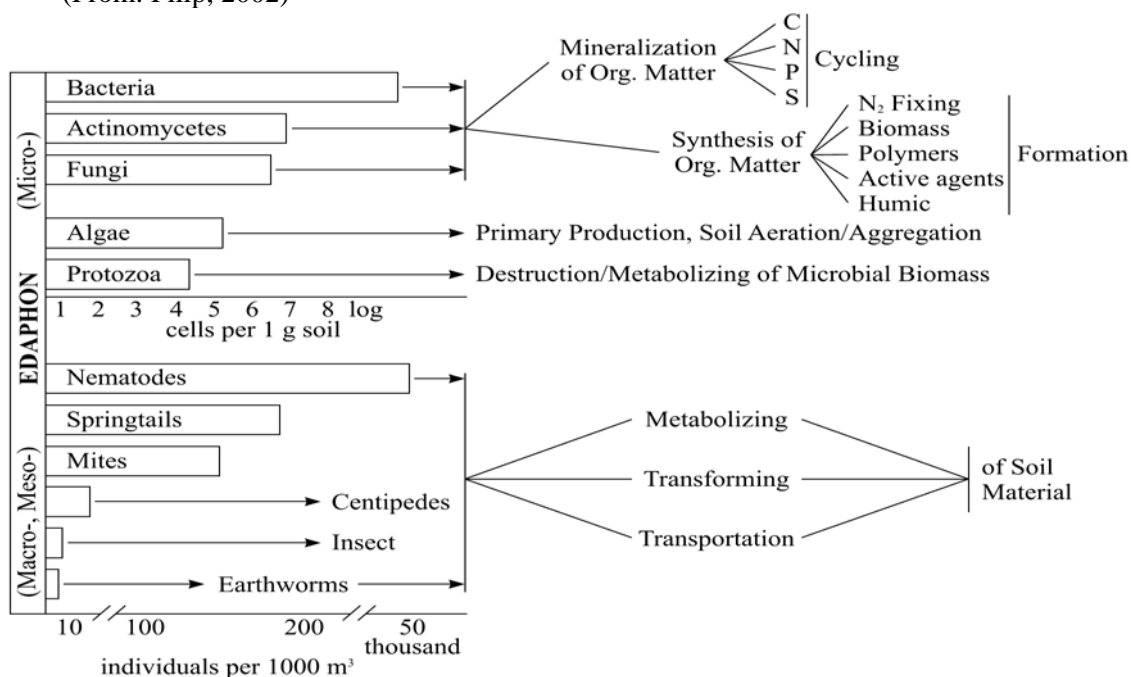


Fig. 2 Distribution of microbial C ($\mu\text{g g}^{-1}$ soil) in an undisturbed and cultivated (tilled) soil (From: Sparling, 1997)



In general, soil biomass is composed of different groups of organisms that are specifically involved in different processes of matter and element cycling in soil (Fig. 3). Due to their elevated capacity in oxygen consumption, bacteria apparently play a predominant role in the aerobic turnover of organic matter. Their and other microorganisms main role is to mineralise C in amounts that are approximately equal to the net primary biomass production, i.e., some 43 Gt yr^{-1} . In this way, the global terrestrial system remains in a steady state. The turnover of soil biomass alone ranges between 0.2 and 0.6 years, i.e., microbial biomass turns 2 to 5 times per year (Smith and Paul, 1990).

Fig. 3 Soil organisms, their approximate counts and ecologically important activities (From: Filip, 2002)

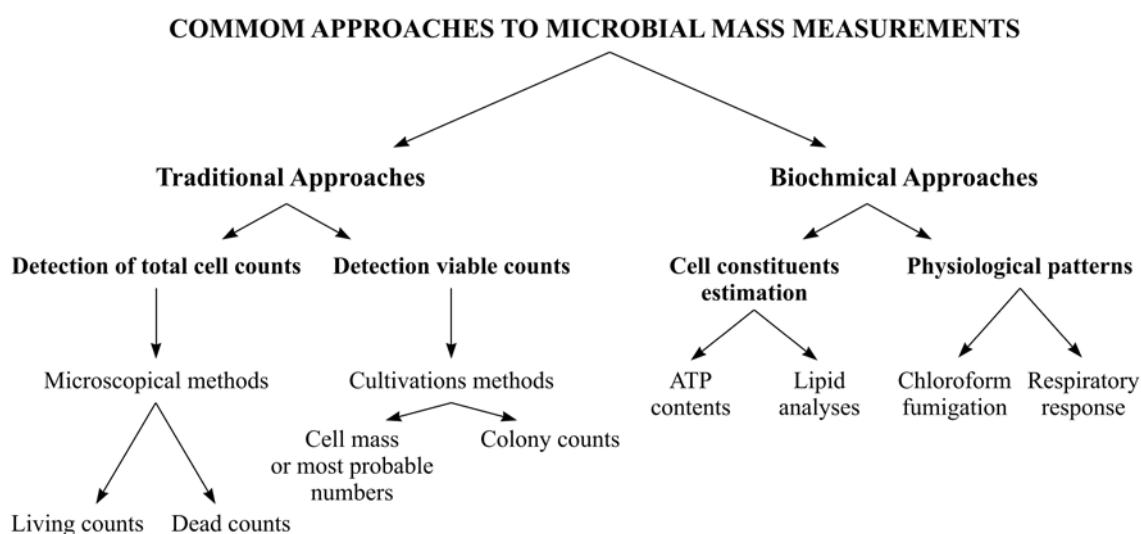


Measurements of microbial biomass

In Figure 4, common approaches to microbial biomass measurements are shown. Some of them are based on estimations of total or viable cell counts, other on different biochemical traits of soil microorganisms. In direct counts, cells are counted microscopically in a soil suspension of at least 10^6 cells ml^{-1} density. However, the numbers of either living or dead cells are not a reliable indication of metabolic activity. In this very respect, cultivation methods are more predicative at least in relation to the composition of the growth media used. Cells grown in a liquid medium could be estimated as a most probable number (MPN) using a statistical procedure. Alternatively, cell mass can be separated from the medium and measured gravimetrically. On semi-liquid media colony forming units (CFU) can be estimated. By counting individual colonies, however, one shall keep in mind that they often originate in more than one single cell, due to adhesion of microbial cells to soil mineral particles. This happens regularly if in routine soil microbial testing only one soil fraction, mainly < 2 mm, is used. In order to determine location of microorganisms in soil more precisely, soil samples can be fractionated according to their size, e.g. by wet sieving, into individual categories, and organic particles can be separated from mineral ones by differences in specific gravity (Kanazawa and Filip, 1986).

Biochemical biomass measures are based on estimations of different structural components of microbial cells. The estimation of adenosine triphosphate (ATP) is a universal measure of metabolising cells, and thus a good indicator of biomass, provided that it does not persist in soil following cell death. Some problems can be associated with extraction of ATP from soil colloids and its hydrolysis during extraction. Also soil samples containing large amounts of fresh root residues and soil animals may be unsuitable for application of this method. Otherwise, the method based on the reaction of ATP with microbial luciferin (dodecanal, a long chain aldehyde) in the presence of the enzyme luciferase is a relative easy assay in which one photon of light is produced for each molecule of ATP hydrolysed and this can be measured in a photometer (Paul and Johnson, 1977).

Fig. 4 Common approaches to microbial biomass measurements



Since intact microbial cells contain polar lipids, the determination of lipid phosphate (LP) or phospholipid ester-linked fatty acids (PLFA) provide a quantitative measure of viable microbial biomass. Specific patterns of PLFA can also indicate community physiological status, including stress in bacteria (White et al., 1997). It is important that once soil samples are recovered, they will be frozen or lyophilised quickly before extraction in order to minimize community compositional changes. A chloroform-methanol mixture (1:2, v/v) can be used as extractant. Approximately 10^8 bacterial cells are sufficient to achieve a good signal-to-noise ratio during a subsequent GC or GC-MS analysis of biomass extract.

One of the major problems with cell components measures is that the results are in micromoles of component per gram of soil while soil ecologist traditionally think of biomass as the number of microbes in a gram of soil. Unfortunately, a universal conversion factor is hardly to apply, since microbial biovolume can vary over three orders of magnitude naturally, and in addition it varies also with nutritional status of

cells. Earlier we made an attempt to obtain fingerprints of entire cell structural components in microbial biomass by infrared spectroscopy, which makes cell extraction superfluous (Filip, 1978). Although the IR-spectra of biomass originated in a podzol soil consisted of numerous significant absorption bands, only weak biomass patterns appeared in the IR-spectra of a native soil sample.

For estimation of physiological traits of microbial biomass, the most widely used procedure is some form of soil fumigation with chloroform. The fumigation results in lysis of the majority of microbial cells. During incubation of the fumigated soil, the surviving part of microorganisms convert the organic C and N of lysed cells to CO_2 and NH_4^+ , respectively, which can be easily measured. This procedure is known as the fumigation-incubation technique (Jenkinson and Powlson, 1976). An alternative is the fumigation-extraction technique (Brookes et al., 1985; Vance et al., 1987). In this method, the C and N released from cells by fumigation are extracted with a diluted salt solution ($0.5 \text{ M K}_2\text{SO}_4$) and estimated analytically.

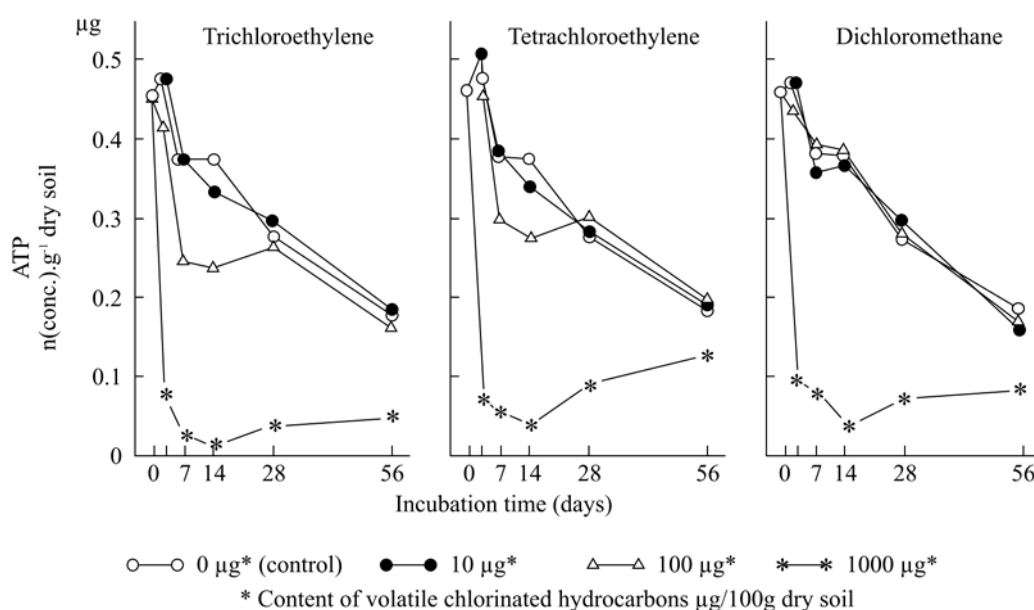
The substrate-induced respiration (SIR), i.e., CO_2 release from soil sample enriched in glucose, is based upon the response of the microbial population to addition of readily utilizable substrate (Anderson and Domsch, 1978). This method provides an indication of the activity of microorganisms, and indirectly the size of the physiologically active biomass in a soil sample after recalculating by a coefficient for the carbon evolved.

Distribution of microbial biomass in different soil samples

The key role of microorganisms in mediating soil processes and the relative rapid turnover of their biomass in soil suggest that the microbial biomass could serve as an indicator, and perhaps also a predictor of changes in soil quality. The following examples show, however, that the fate of microbial biomass may differ in dependence of the type of stressor, and those differences in results may also depend on the estimation method used.

In our experiments (Kanazawa and Filip, 1987), chlorinated solvents, such as trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane, i.e., chemical contaminants widely spread in terrestrial and aquatic environments, strongly depressed ATP contents of a brown soil if applied in a concentration of $1000 \mu\text{g}/100 \text{ g}$ soil (Fig. 5). At lower concentrations, the decrease in ATP was much weaker and lasted for 14 days in maximum. Thereafter in soil samples kept under laboratory conditions biomass ATP behaved in a similar way as in non-contaminated controls.

Fig. 5 Effect of trichloroethylene, tetrachloroethylene, and dichloromethane on soil biomass (ATP content) (From: Kanazawa and Filip, 1987)



Results published more recently by Filip et al. (1999) showed (i) differences in the ATP content of sandy soil either long-term irrigated or not with municipal wastewater, and (ii) the distribution of ATP in organic and mineral soil particles different in size. A wastewater irrigation of some 100 years in

duration resulted in a significant decrease of ATP contents in a fraction > 5 mm. In all other size fractions an increase in ATP has been observed (Fig. 6). Similar developments were reflected also by CFU counts of copiotrophic (zymogenous) bacteria (not shown in Figure).

In a joint effort, scientists from Slovakia and other four European countries tested the sensitivity of different biological and biochemical methods in the indication of anthropogenic influences on soil (Filip, 2002). Microbial biomass and other parameters were repeatedly measured in samples from 49 soil sites. The results obtained by fumigation-extraction method showed a significant increase in biomass of arable and especially urban soils either anthropogenically contaminated or long-term fertilized (Fig. 7). At this stage we shall avoid any speculation about reasons behind this phenomenon.

In a recent publication, Bailey et al. (2002) demonstrated the effectiveness of a substrate induced respiratory method (SIR) in the estimation of microbial biomass in soils differing in use and management. The highest amounts of biomass C, i.e., $1600 - 1800 \mu\text{g g}^{-1}$, were measured in forest soil under fir, followed by a cultivated arable soil (1500), farmed prairie soil (1400), and arable soil managed with no tillage (900). The estimated values for forest soil under pine and desert soils were from 400 to 600. SIR or PFLA measurements applied to same soil samples delivered contradictory results in fungal-to-bacterial biomass ratio.

Fig. 6 Contents of microbial biomass (ATP) in different particles of a haplic luvisol irrigated or not with wastewater (After Filip et al., 1999)

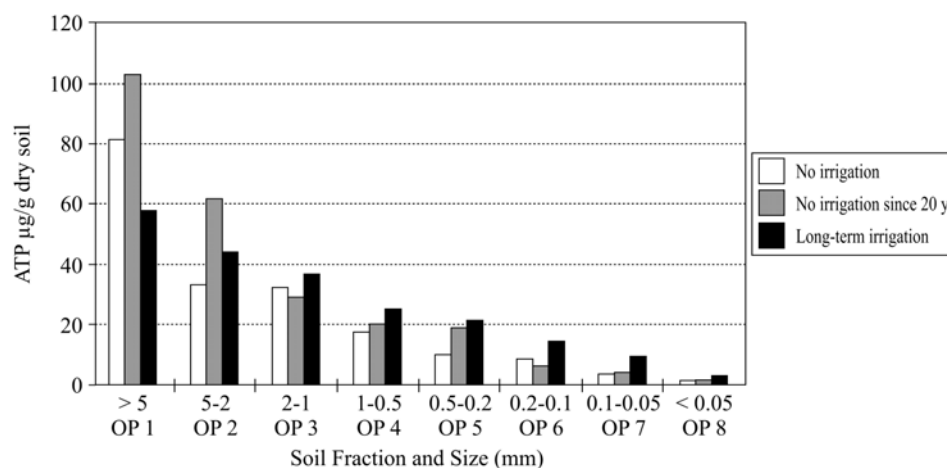
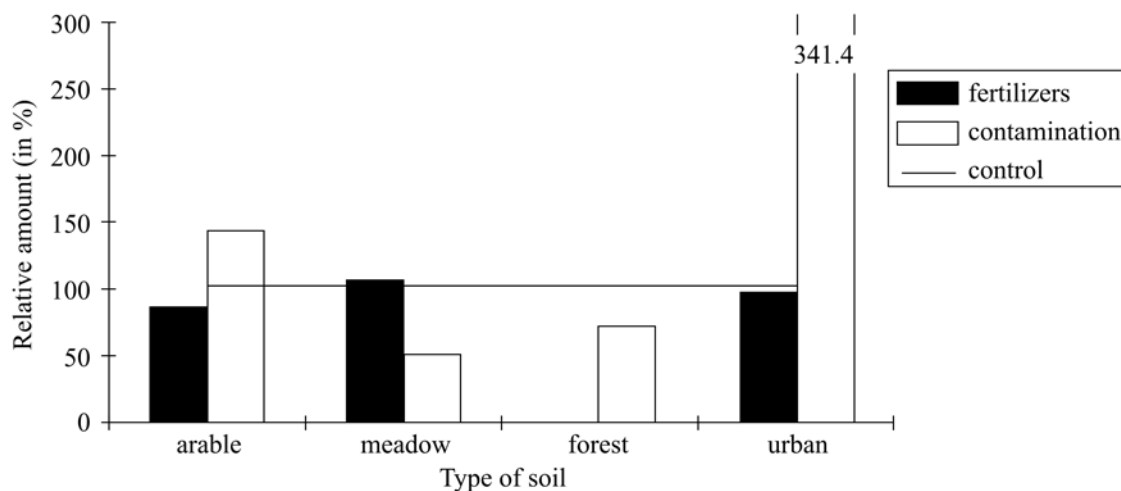


Fig. 7 The influence of long-term fertilization or contamination on relative amounts of microbial biomass C in different soils (After Filip et al., unpublished)



Summary and conclusions

The microbial biomass as a living component of soil organic matter plays an irreplaceable role in the turnover of matter and elements in terrestrial ecosystems. Biomass contents in soil should be used as a measure to evaluate soil health and reveal management and contamination effects on soil. However, although a variety of methods for the estimation of microbial biomass has been developed yet, no a single one is full capable of determining real size and numerous functions of a soil microbial community, due to the heterogeneity of microbial populations and complexity of biogeochemical processes they are involved in. In a soil monitoring policy, unified methodical approaches to estimation of microbial biomass should be attempted and preferably set up in order to achieve internationally acceptable and comparable results.

References

- ANDERSON, J.P.E., and K.H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215 – 221.
- BAILEY, V.L., J.L. Smith, and H. BOLTON JR. (2002): Fungal-to-bacterial ration in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 34, 997 – 1007.
- BROOKS, P.C., A. LANDMAN, G. PRUDEN, and D.S. JENKINSON (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837 – 842.
- FILIP, Z. (1973): Clay minerals as a factor influencing the biochemical activity of soil micro-organisms. *Folia Microbiol.* 18, 56 – 74.
- FILIP, Z. (1975): Wechselbeziehungen zwischen Mikroorganismen und Tonmineralen und ihre Auswirkung auf die Bodendynamik. Habilitationsschrift, Justus Liebig-Universität Giessen, 172 pp.
- FILIP, Z. (1978): Infrarotspektren der mikrobiellen Biomasse und der Huminsäure im Podsolboden. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 141, 711 – 715.
- FILIP, Z. (1999): Biologische Vielfalt in Böden. In: Nachhaltiger Umgang mit Böden; W. Haber, M. Held, M. Schneider (Hrsg.), Süddeutsche Zeitung GmbH, München, pp. 59 – 65.
- FILIP, Z. (2002): International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88, 169 – 174.
- FILIP, Z., S. Kanazawa, and J. Berthelin (1999): Characterization of effects of a long-term wastewater irrigation on soil quality by microbiological and biochemical parameters. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 409 – 413.
- HAROLD, F.M. (2001): Postscript to Schrödinger: So what is life? *ASM News* 67, 611 – 616.
- JENKINSON, D.S., and D.W. POWLSON (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil – V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8, 209 – 213.
- KANAZAWA, S., and Z. FILIP (1986): Distribution of microorganisms, total biomass and enzyme activities in different particles of brown soil. *Microb. Ecol.* 12, 205 – 215.
- KANAZAWA, S., and Z. FILIP (1987): Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on soil biomass and microbial counts. *Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B* 184, 24 – 33.
- LEADBETTER, E.R. (1997): Prokaryotic diversity: Form, ecophysiology, and habitat. In: *Manual of Environmental Microbiology*; Ch.J. Hurst (Ed.), ASM Press, Washington, D.C., pp. 14 – 24.
- PAUL, E.A., and R.L. JOHNSON (1977): Microscopic counting and ATP measurement in determining microbial growth in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 34, 263 – 269.
- SMITH, J.L., and PAUL, E.A. (1990): The significance of soil microbial biomass estimations. In: *Soil Biochemistry*, vol. 6; J.M. Bollag, G. Stotzky (Eds.), Marcel Dekker, New York, pp. 357 – 396.
- SPARLING, G.P. (1997): Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: *Biological Indicators of Soil Health*; C. Pankhurst, B.M. Doube, V.V.S.R. Gupta (Eds.), CAB International, Oxon, UK, pp. 97 – 119.
- THENG, B.K.G., TATE, K.R., SOLLINS, P., MORIS, N., NADKARNI, N., and TART, R.L. III (1989): Ref. In Sparling, G.P. (1997).
- VANCE, E.D., P.C. BROOKES, and D.S. JENKINSON (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703 – 707.
- WHITE, D.C., H.C. PINKART, and D.B. RINGELBERG (1997): Biomass measurements: Biochemical approaches. In: *Manual of Environmental Microbiology*; Ch.J. Hurst (Ed.), ASM Press, Washington, D.C., pp. 91 – 101.

Rastlinné zvyšky a ich rozklad v pôde

Plant Residues and their Decomposition in Soil

(Koreferát k téme IV. Produkcia biomasy a jej význam pre pôdu)

Anton ZAUJEC

Katedra pedológie a geológie, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, SR,
e-mail: Anton.Zaujec@uniag.sk

Abstrakt

Príspevok pojednáva o význame a funkciách humusu v prírodnom prostredí, o globálnych klimatických zmenách, ktoré budú mať nepochybne výrazný vplyv na produkciu fytomasy a podmienky transformácie rastlinných zvyškov. Aridizácia produkčných a vysoko produkčných nížin na Slovensku sa prejaví poklesom produkcie fytomasy. Súčasné vstupy organických látok do našich pôd sú nízke. Preto značná rezerva existuje v technológiách prípravy pôdy, ich minimalizácii a tým aj znížení rýchlostí rozkladu pôdnej organickej hmoty.

Kľúčové slová: pôda, humus, globálna klimatická zmena, produkcia fytomasy

Abstract

The paper is dedicated to significance and functions of humus in natural conditions, to global climate changes, which will have undoubtedly important influence at phytomass production and conditions for plant residues transformation. Aridization of productive or highly productive lowland in Slovakia will exhibit by decrease of phytomass production. Present inputs of organic substances into our soils are low. There is a good reserve in technologies of soil management, their minimalization and by that means a decrease of soil organic mass rapidity.

Keywords: soil, organic matter, global climate change, phytomass production

Akumulácia organickej hmoty v panenských pôdach je dedičstvom z minulosti, veď jej počiatok sa datuje na severnej pologuli zhruba 25 000 rokov späť a pokračuje dosiaľ. Tvorba pôdy je proces pomalý, asi 500 rokov je potrebných na vytvorenie 2,5cm vrstvy pôdy v humídnej klíme.

Pod pojmom *organická hmota pôdy* rozumieme súbor všetkých odumretých zvyškov, ktoré sa môžu nachádzať v rozličnom stupni premeny, to znamená, že pod týmto názvom sa označujú odumreté telá rastlín a živočíchov aj so zachovanou pôvodnou anatomickou štruktúrou a humus.

Napriek dlhoročnému štúdiu pôdneho humusu existujú rozdiely v chápaní a používaní pojmov a termínov, definovaní foriem a frakcií organických zlúčenín nachádzajúcich sa na pôde a v pôde, na niektoré z nich poukázali Dziadowiec a Gonet (1999), Gonet et al. (2002) a Kužel et al. (2001).

Humus predstavuje zložitý, dynamický komplex zložitých organických zlúčenín tvoriacich sa pri rozklade a humifikácii organických látok v pôde (obr.1). S pôdnym humusom sú späté mnohé fyzikálne, fyzikálno-chemické, chemické i biologické vlastnosti pôd.

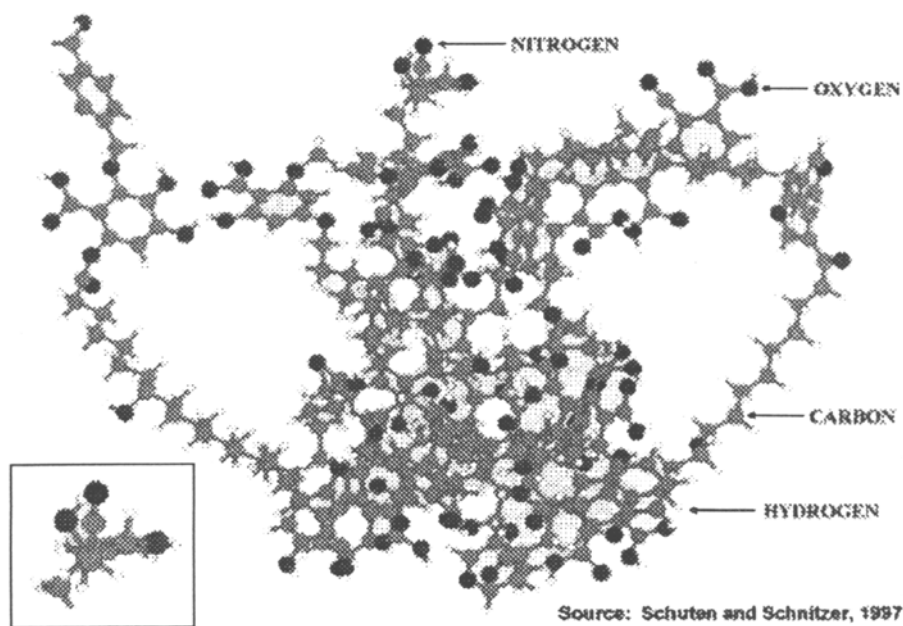
Význam humusu a jeho funkcie v pôde

Organický podiel je dôležitým prvkom pri vzniku a vývoji pôd, zúčastňuje sa pôdotvorných procesov, výsledkom ktorých je vznik pedosféry – pôdy. Je tvorený živou a neživou zložkou, ktoré sa podmieňujú a zapájajú do tokov energie a živín. V pôde je zastúpený 1 – 5 %. S pôdnym humusom sú

späťe mnohé fyzikálne, fyzikálno-chemické, chemické i biologické vlastnosti pôd. Najdôležitejšie parametre charakterizujúce humusové zloženie pôd sú:

1. obsah uhlíka (humusu) a jeho prirodzená variabilita,
2. profilové rozdelenie humusu,
3. zásoby humusu v profile pôdy na jednotku plochy,
4. obohatenie organickej hmoty dusíkom,
5. stupeň humifikácie organickej hmoty pôdy,
6. typ humusu,
7. biologická aktivita pôdy.

Obr. 1 Optimálna geometrická 3 – D štruktúra humínovej kyseliny ($C_{308}H_{335}O_{90}N_5$, 738 atómov)



Humus v prírode a v pôde plní významné funkcie:

- podieľa sa na *tvorbe a formovaní fyzikálnych a technologických vlastností* – predovšetkým znižovaní objemovej hmotnosti, tvorbe štruktúrnych agregátov, ich *vodoodolnosti* a tým aj zvyšovaní pórovitosti,
- *vododržnosť*, vodná retencia – organická hmota môže zadržať až 20-násobok jej hmotnosti,
- *tepelná bilancia*, cez farbu vplyv na teplotu pôdy,
- účasť na *kolobehu biogénnych prvkov* – prichádzajúcich do pôdy vo forme odumretých zvyškov rastlín, živočíchov a mikroorganizmov, podliehajúcich procesom transformácie a časť sa zabudováva do humusu, z neho sa uvoľňujú v procese mineralizácie a sprístupňujú sa rastlinám.
- zabezpečenie *energie a uhlíka* pre *pôdne mikroorganizmy*, ktoré budujú svoju plazmu a po ich odumretí sa zapájajú do procesov transformácie organických látok,
- účasť na *procesoch iónovej výmeny* – poskytuje výmenné miesta pre väzbu predovšetkým kationtov, ide o frakciu koloidov (humus 3 – 14 mol(p⁺)/kg)
- vplyv na *rozpusťnosť a migráciu prvkov* v prírodnom prostredí,
- regulácia *pufrovacej schopnosti pôd*,
- pozitívny vplyv celého radu *biologicky aktívnych látok*,
- regulácia *redox potenciálu pôd* a *biodegradability* pesticídov,
- chemická a biologická *detoxikácia pôd*,
- *viazanie* pesticídov a ťažkých kovov – Pb²⁺, Cd²⁺, Cu²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺ a iných polyvalentných kationtov,
- *brzdzenie rozvoja* niektorých rastlinných patogénov.

V tejto súvislosti je potrebné riešiť i problém ako znížiť v globálnom meradle emisie CO₂, čo sa zrejme nezaobíde bez radikálnych zásahov do hospodárskych politík priemyselne vyspelých i rozvojových krajín. Malo by sa to prejavovať v radikálnom obmedzovaní spaľovania fosílnych palív, v zlepšení účinnosti energetických zariadení a racionálnejšom využití energie, ako aj v programoch zalesňovania a prechode k energeticky menej náročným ekonomikám vo všetkých štátoch. V opačnom prípade v dôsledku vytvárania sa teplejšieho klímy a tým i intenzívnejšieho vyparovania vlhkosti z pôdy môže dôjsť k vysušaniu pôd najmä v stredných zemepisných polohách, kde sa nachádza väčšina svetových obilníc, to je názor zástancov arídnej hypotézy. Táto vychádza z poznatkov, že obsah CO₂ v atmosfére bol odhadnutý na 270 – 280 ppmV v roku 1750, na začiatku 20. storočia bol už okolo 300 ppmV a v súčasnosti kolíše okolo 350 – 360 ppmV. Podľa prognóz v roku 2050 by mala byť koncentrácia CO₂ v porovnaní s predindustriálnou érou ľudstva dvojnásobnou (asi 530 ppmV) dokonca v roku 2100 až 700 ppmV. V USA beží otvorená diskusia o „stabilizácii“ úrovne skleníkových plynov v rozmedzí 350 – 750 ppmV a deklaruje relatívne novú ideu zadržiavania uhlíka „carbon sequestration“ do programov a projektov.

Vplyv globálnych klimatických zmien na produkciu fytohmoty a podmienky transformácie rastlinných zvyškov

Hlavným zdrojom pre väčšinu ekosystémov zostáva slnečná energia. Trofický reťazec sa začína ponukou potravy z rastlín a končí procesmi transformácie a rozkladu organickej hmoty v pôde, vrátane tvorby pôdneho humusu. V reťazci sa zákonite objem energie od primárnych producentov (rastliny) cez konzumentov (živočíchy) po reducentov (mikroorganizmy) znižuje. Úmerne s energetickým obsahom článkov trofického reťazca klesá i biomasa organizmov a tento proces je podmienený premenou chemicky viazanej energie na teplo, ktoré ekosystém nevyužíva a ktoré sa rozptyľuje do prostredia.

Zdroje organickej hmoty:

- *naturálnym zdrojom je rastlinný materiál,*
- *zloženie rastlinných zvyškov:*
 - lignín a polyfenoly sa rozkladajú pomaly,
 - celulóza (a zložité uhľovodíky) sú rozkladané rýchlejšie,
 - jednoduché uhľovodíky (škrob a cukry) sa rozkladajú najrýchlejšie,
 - proteíny rozkladajú sa rýchlejšie či pomalšie, závisí to od ich zložitosti
- *Časť rastlinného materiálu je konzumovaná bylinožravcami (vrátane termitov a mravcov) a tak je už transformovaná cez odpadné produkty pri návrate do pôdy*
- *Organická hmota môže vstupovať do pôdy:* ako povrchový opad, zapravená do povrchovej vrstvy pôdy pôdnou makrofaunou (mravce, termity, dážďovky, atď.) a ako korene
- *Rozklad organickej hmoty - je oxidačným procesom, ktorý je katalyzovaný enzýmami,*
 - ak je prítomný kyslík, tak je elektrónovým akceptorom,
 - oxid uhličitý sa uvoľňuje ako plyn,
 - pri tejto reakcii sa uvoľňuje energia.
- *Faktory kontrolujúce rozklad*
 - chemické zloženie vstupujúcej organickej hmoty,
 - prítomnosť kyslíka (pórovitosť pôdy a vlhkosť), za neprítomnosti kyslíka je rozklad pomalý a neúplný, môže sa vytvárať metán,
 - prístupnosť živín pre vytvorenie podmienok pre vysokú mikrobiálnu aktivitu, obzvlášť dôležitou živinou je dusík, a preto ak organický materiál, ktorý sa rozkladá, má malý obsah N, čiže vysoký pomer C:N, potom je rozklad pomalý
 - veľkosť a dostupnosť rozkladaného materiálu a či je na povrchu, alebo v pôde.

Prečo niektoré pôdy majú vyšší obsah organickej hmoty ako iné? Príčinou je:

Množstvo vstupujúcej k rozkladajúcej sa organickej hmote v pôde – pôsobí tak, že faktory ktoré sa podieľajú na vysokých vstupoch sa zároveň podieľajú i na vysokých rozkladných rýchlostiach.

Organická hmota sa akumuluje v pôdach, kde je nízka rýchlosť rozkladu, čiže ak teploty sú nízke, alebo je pôda prevlhčená po väčšiu časť roka, (arídne pôdy tiež nemajú priaznivé podmienky pre rozklad, často sa vyskytujú požiare a organická hmota sa v nich neakumuluje).

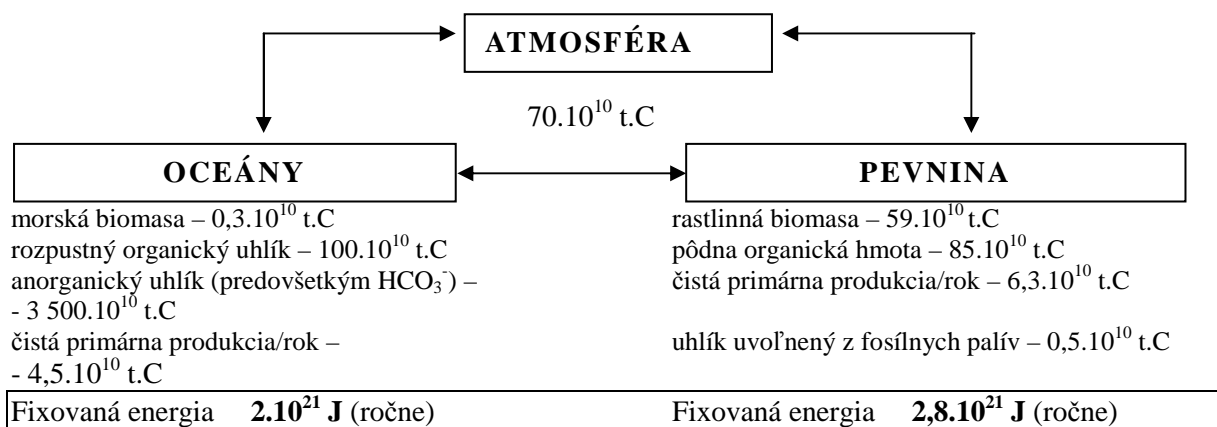
Organická hmota je v pôde "fyzikálne" chránená – vychádzajúc z teórie, že organická hmota nachádzajúca sa vo vnútri agregátov, v priestoroch, v ktorých nie je ľahko dostupná dekompozítorom,

to vysvetľuje prečo obsah organickej hmoty v pôde sa obvykle znižuje orbou a môže vysvetliť, prečo textúrne ťažšie pôdy majú obecné vyšší jej obsah než ľahšie pôdy.

Organická hmota je "chemicky" chránená – organická hmota niektorých stromov je ťažko rozložiteľná, zvyšky podliehajúce viacerým rozkladným cyklom môžu byť tiež ťažko rozložiteľné, pretože energetické hodnoty materiálov klesajú v každom cykle rozkladu.

V podzolochoch, rozpustné organické kyseliny vytvorené z rozkladajúceho sa opadu tvoria cheláty so železom a hliníkom v povrchovom horizonte. Organické kyseliny zbavujú tento horizont jeho farby a vytvárajú E – eluviálny horizont, zlúčeniny sú translokované v pôde a akumulujú sa v Bh a Bs horizontoch.

Je známe, že chemicky chránená, stabilizovaná organická hmota je veľmi stará (> 1000 rokov). Hlavnými zložkami uhlíkového cyklu sú metan (CH_4), oxid uhoľnatý (CO), oxid uhličitý (CO_2) a organická hmota (CH_2O). Jednoduchú schému kolobehu uhlíka zohľadňujúcu i proces fotosyntézy publikoval Jenkinson (1981) – obr. 2.



Fixácia čistej energie vegetáciou na pevnine je diferencovaná. Najefektívnejšia je u tropických dažďových lesov, keď pri rozlohe len 11,4 % z pevniny fixujú až 32,7 % z celkovej energie. Celkovo lesy s výmerou 33,6 % fixujú až 65 % energie. Tropické lúky a pasienky o rozlohe 10,1 % viažu 9,9 %, kým kultivovaná pôda o rozlohe 9,4 % z pevniny fixuje len 8,9 % z fixovanej energie, t.j. $1,8 \cdot 10^{21} \text{ J}$.

Modely charakterizujúce rozkladné procesy organických látok v pôdach

V lesných pôdach sa humus hromadí: nadložných (O), povrchových – humusových (A), eluviálnych (E) a iluviálnych (B) horizontoch, pričom vrchné sú obvykle bohatšie na humus než spodné. Profilové rozdelenie humusu, jeho kvantita a kvalita sa využívajú pri diagnostike pôd.

Humus sa v pôde hromadí vtedy, keď sa do pôdy dostáva viac organických látok, než v tom čase zmineralizuje. Aj tak akumulácia nemôže pokračovať do nekonečna. Rastúcim časom rastú zásoby, ale proporcionálne rastie i množstvo hmoty, ktorá sa každoročne rozkladá (tab.1).

Tabuľka 1 Formovanie zásob humusu v nadložnom horizonte v lesných pôdach pri vstupe organického opadu 1 t/ha a ročnej mineralizácii 10 % (Dziadowiec, 2003)

Roky	Zásoby z predchádzajúceho roka + opad (vstupy) v kg	Rozklad (kg)	Zásoba (kg/ha)
1	1 000	100	900
2	$900 + 1\,000 = 1\,900$	190	1 710
3	$1\,710 + 1\,000 = 2\,710$	271	2 439
4	$2\,439 + 1\,000 = 3\,439$	343,9	3 095,1
5	$3\,095,1 + 1\,000 = 4\,095,1$	409,51	3 685,59
(n-1) rok			9 000
n rok	$9\,000 + 1\,000 = 10\,000$	1 000	9 000

n – v tomto príklade zodpovedá 100 rokom

Zásoby humusu v ekosystémoch determinujú dva ukazovatele:

- **vstupy** organického materiálu v definovanom čase „t“,
- **intenzita mineralizácie** – (koeficient mineralizácie) množstvo organických látok, ktoré sa rozloží za obdobie času „t“. V modeloch je to obvykle obdobie jedného roka.

V stave rovnováhy medzi vstupmi a mineralizáciou v ekosystéme sa nachádza maximálna zásoba humusu, nazývaná je "**hraničnou zásobou humusu**".

Takúto situáciu opísal Ľurin (1965) v rovnici:

$$D = aD + bZ$$

D – je každoročný vstup organických látok rastlinným opadom

Z – hraničná zásoba humusu,

a – koeficient mineralizácie čerstvého organického materiálu

b – koeficient mineralizácie humusu

potom
$$Z = D \cdot \frac{1-a}{b}$$

V štandardných podmienkach, ktoré sa nemenia v období kedy pôda je v rovnovážnom dynamickom stave s rastlinným spoločenstvom, zásoby humusu oscilujú okolo hraničnej zásoby humusu. Preukazný nárast alebo zníženie tejto hraničnej zásoby je možné len pri zmene podmienok vplývajúcich na vstupy organických látok do pôdy a intenzitu mineralizácie.

Hoffman a van Ruymbeke (1980) navrhli bilančný model obsahu organickej hmoty v pôde:

$$B = \frac{mk_1}{k_2} - \left(\frac{mk_1}{k_2} - B_0 \right) \cdot e^{-k_2 t}$$

B – obsah humusu v čase t

B₀ – pôvodný obsah humusu v pôde

mk₁ – množstvo vytvoreného humusu ročne

k₁ – koeficient humifikácie

k₂ – koeficient mineralizácie

m – ročný prísun organickej hmoty do pôdy

t – čas v rokoch

Van Veen a Paul (1981) spracovali model dynamiky organického uhlíka, ktorý je využívaný pre testovanie viacerých koncepcií popisujúcich rozklad rastlinných zvyškov v rôznych častiach sveta a na popísanie rozkladu použili rovnicu:

$$A = C_1 \cdot e^{-k_1 t} + C_2 \cdot e^{-k_2 t} + C_3 \cdot e^{-k_3 t}$$

kde: A – množstvo rozloženej organickej hmoty (uhlíka) (%)

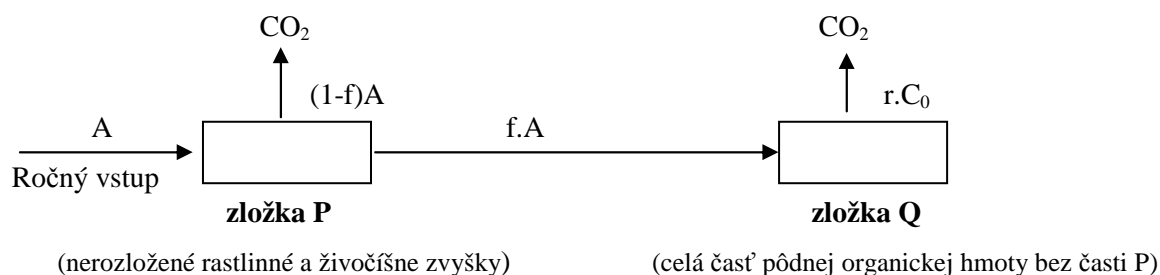
C₁ – podiel ľahkorozložiteľných látok (sacharidy a proteíny) (%)

C₂ – podiel hemicelulózy a celulózy (%)

C₃ – podiel lignínu (%)

k₁-k₃ – rýchlostné konštanty rozkladu : k₁ = 0,2; k₂ = 0,08; k₃ = 0,01 (deň⁻¹)

Väčšina moderných poľnohospodárskych systémov uspokojivo rieši udržiavanie obsahu organickej hmoty v pôde práve využívaním rastlinných zvyškov. Tomuto účelu slúžia i rôzne modely popisujúce systémom rovníc zmeny obsahu organickej hmoty pôdy (Jurčová, Bielek, 1997, Mazur et al., 1993). Niektoré sú založené na exponenciálnom modeli, umožňujúcom obecné vyjadrenie vychádzajúcej z nasledovnej schémy – dvojzložkového modelu obehu organického uhlíka v pôde (Jenkinson, 1988).



$$\frac{dC}{dt} = f \cdot A - r \cdot C_0 \qquad C = \frac{f \cdot A}{r} + \left(C_0 - \frac{f \cdot A}{r} \right) e^{-rt}$$

kde: C_0 – pôvodný obsah organického uhlíka v zložke Q
 A – ročný vstup čerstvej organickej hmoty do pôdy
 f – koeficient humifikácie
 r – koeficient mineralizácie pôvodného humusu
 t – čas (v rokoch)

Pri rovnovážnom stave platí $dC/dt = 0$ a $fA/r = C_E$, kde C_E je rovnováhou obsahu organickej hmoty **zložky Q**, potom $C = C_E + (C_0 - C_E) \cdot e^{-rt}$

Analogický model pre obsah (obeh) organického dusíka v pôde rozpracoval Jenny (1980).

$$N = N_E + (N_0 - N_E) \cdot e^{-rt}$$

Každoročne sa v poľnohospodárskych pôdach zmineralizuje priemerne $4 - 7 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$ a z toho $0,5 - 1,0 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$ humusových látok. Pričom do procesu fotosyntézy vstupuje $8 - 16 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok. Maximálna mineralizácia organických zlúčenín je na jar a na konci leta, menej v jeseni, čo je spojené s mikrobiologickou aktivitou a rovnako meteorologickými vplyvmi.

Jednotlivé frakcie organickej hmoty majú však rozdielny polčas rozpadu:

- *rýchle rozložiteľný materiál* zmiešaný s pôdou 0,035 roka – ponechaný na povrchu 0,085 roka,
- *pomaly rozložiteľný materiál* zmiešaný s pôdou 0,96 roka – ponechaný na povrchu 1,7 roka.

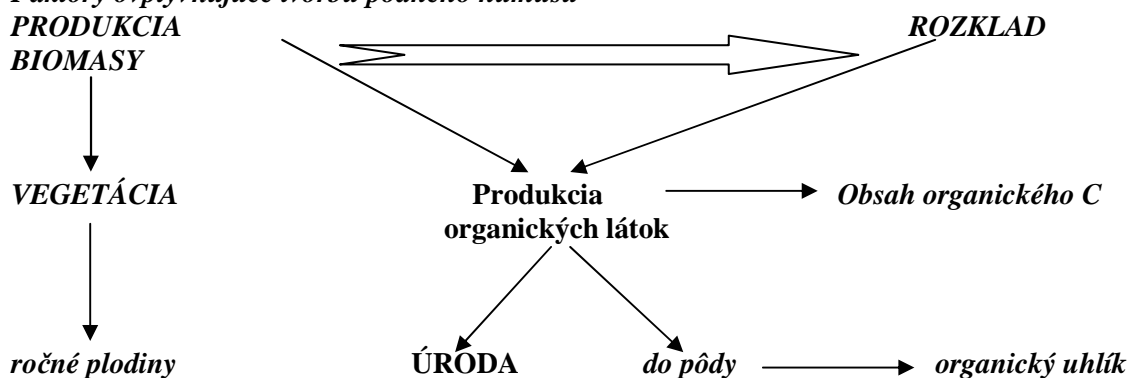
Je to dôsledok malého kontaktu medzi pôdnou mikroflórou a rastlinnými zvyškami.

Vplyv podmienok na premenu organických látok v pôde

Pri premene organických zvyškov v pôde dôležitú úlohu zohrávajú teplotné a vlhkostné pomery. Optimálna teplota je pre činnosť pôdných organizmov pri rozkladných a syntetických procesoch od 25°C do 30°C , pri nízkych (okolo 0°C) a pri vysokých teplotách (nad 35°C) sa znižuje biologická aktivita pôd, a preto i reakcie rozkladu, mineralizácie a humifikácie sú výrazne obmedzené.

Pôsobenie teploty na intenzitu rozkladu a humifikácie vždy úzko súvisí s vlhkosťou. Prebytočná zásoba vlhky (nad 80 % z PVK) vytvára anaeróbne podmienky, naopak nízka zásoba vlhky umožňuje silné prevzdušňovanie. Optimum vlhkosti pre väčšinu pôdných mikroorganizmov je na úrovni 60 – 80 % z plnej vodnej kapacity. Najpriaznivejšie podmienky na maximálnu akumuláciu humusu sa vytvárajú pri periodickom opakovaní prevlhčenia a vysušania pôdy (černozeme). Anaeróbne podmienky spomaľujú mineralizáciu, obmedzujú procesy humifikácie a výrazne ovplyvňujú zloženie vznikajúcich humusových látok (tvorba nízkomolekulových organických zlúčenín a fulvokyselín). Činnosť pôdnej mikroflóry, rozklad a syntéza organických zlúčenín sú vždy úzko späté s oxidoredukčnými reakciami (redox potenciálom – E_h). Optimálny priebeh humifikácie je pri E_h okolo 500 mV. V anaeróbných podmienkach, s E_h (pod 200 mV) neprebíha humifikácia, pri silnej aerácii pôd rýchlo mineralizujú organické zvyšky i humusu. Dôležitú úlohu v dynamike premeny organických zvyškov i chemické a fyzikálno-chemické vlastnosti pôd. Sú to hlavne pôdna reakcia, sorpčná kapacita, obsah výmenných báz, mineralogická skladba a obsah živín, obsah koloidno-disperznej frakcie a iné.

Faktory ovplyvňujúce tvorbu pôdneho humusu



Faktory ovplyvňujúce rozklad organických zvyškov

(- pôdny typ,

- klíma,
- variety,
- hnojenie, atď.)



viacročné rastliny
(lineárna korelácia
produkcie so
zemepis. šírkou)

- **vlhkosť**
- **kyslík**
- **pôdna reakcia**
- **anorganické živiny**
- **teplota**
- **obsah ílu**

aeróbne prostredie
anaeróbne prostredie

Významný vplyv na premenu organickej hmoty v obhospodarovaných pôdach majú aj agrotechnické zásahy do pôdneho prostredia (obrábanie, hnojenie organickými a priemyselnými hnojivami, vápnenie, vyľahčovanie a zhutňovanie pôd). V kyprej, optimálne prevzdušnenej ornici (asi 20 % O₂) sú priaznivé podmienky pre mineralizáciu.

Praktiky podieľajúce sa na poklese obsahu humusu v pôdach, zahŕňujú:

1. Zníženie produkcie rastlinných materiálov

- nahradením prirodzenej viacročnej vegetácie krátkodobou – sezónnou,
- zmenou prirodzenej zmiešanej vegetácie monokultúrnymi plodinami,
- vstupom agresívnejších ale menej produkčných rastlinných druhov,
- využívaním kultivarov s vysokými zberovými indexmi,
- zvýšeným využívaním čierneho úhoru.

2. Znížené zásobovanie pôd organickým materiálmi v dôsledku

- vypaľovania lesov, pasienkov, alebo rastlinných zvyškov,
- spásania,
- odvozu rastlinných produktov.
- orbou,
- odvodnením,
- hnojením (obzvlášť dusíkom).

Praktiky podieľajúce sa na zvyšovaní obsahu humusu v pôdach, zahŕňajú:

1. Zvýšenie produkcie rastlinného materiálu

- zavlažovaním,
- hnojením zvyšujúcim produkciu rastlinnej biomasy,
- využívaním rastlín s vysokým pokryvnosťou pôd,
- vylepšovaním podmienok stanovišťa rastlín,
- zavádzaním rastlín produkujúcich viac biomasy,
- zalesňovaním,
- obnovovaním pasienkov a lúk.

2. Zvýšenie zásob organického materiálu pomocou

- ochraňovania pred ohňom,
- využívania krmovín spásaním viac než ich zberom,
- kontrolovaním rastlinných škodcov,
- využívaním organických hnojív alebo iných na organický uhlík bohatých odpadov,
- využívaním rastlinných materiálov z iných plôch.

3. Zníženie rýchlosti rozkladných procesov

- redukciou alebo odstránením orby,
- udržiavanie pôdy v stave nasýtenia vodou (hoci to môže spôsobovať iné problémy),
- pomocou vegetačného krytu udržiavať pôdu chladnou.

Čo bude kontrolovať množstvo pôdnej organickej hmoty?

Množstvo pôdnej organickej hmoty je a bude kontrolované *rovnováhou* medzi do pôdy **vstupujúcimi** rastlinnými a živočíšnymi materiálmi a **stratami** z rozkladu organických látok v pôde. **vstupy i straty** sú však výrazne kontrolované a určované systémami hospodárenia na pôde.

Sústavy hospodárenia môžu viesť k zvyšovaniu, alebo k znižovaniu obsahu organickej hmoty v pôdach a preto rastie praktický význam riešenia uvedenej problematiky vo vzťahu k budúcnosti ľudstva. Ak reálne hodnotíme možnosti regulácie obsahu humusu v našich pôdach nemôžeme byť optimistami, vychádzajúc zo štruktúry rastlinnej produkcie, osevných postupov a klesajúcich stavov v živočíšnej výrobe – konštatujeme jednoznačný pokles vstupujúcich organických látok (rastlinných zvyškov a organických hnojív) do našich pôd (tab. 2, 3).

Tabuľka 2 Osevné plochy obilnín, produkcia obilnín a slamy v SR

Rok	Výmera (ha)	Produkcia obilnín (10 ⁶ t) Mt	Produkcia slamy (S:G = 1,3)		Produkcia slamy (S:G = 1,2)		Rozdiel produkcie t	Rozdiel vstupov kg C/ha
			v Mt	tC/ha	v Mt	tC/ha		
1970	903 574	2,512	3,266	1,446	3,014	1,334	252 000	111,6
1980	877 055	3,929	5,108	2,330	4,715	2,150	393 000	179,2
1990	825 196	3,845	4,999	2,423	4,614	2,237	385 000	186,6
1998	859 900	3,491	4,538	2,111	4,189	1,949	349 000	162,0

Tabuľka 3 Vypočítaná produkcia organických hnojív zo živočíšnej výroby na Slovensku

Rok	Hovädzí dobytok	Ošúpané	Ovce	Hydina	Spolu (t)	t/ha p.p.	t/ha o.p.
1989	1 559 400	2 410 400	482 400	12 247 300	36 516 400	14,7	24,5
	15 594 000	19 283 000	1 447 200	192 200			
1993	1 048 900	1 787 100	342 500	8 757 900	25 975 800	10,4	17,4
	10 489 000	14 296 800	1 027 500	162 500			
1995	928 700	2 076 400	427 000	13 382 400	27 393 000	10,9	18,9
	9 287 000	16 611 200	1 281 000	214 100			
1998	704 800	1 592 600	326 200	13 116 800	20 977 300	8,4	14,5
	7 048 000	12 740 800	978 600	209 900			

Tabuľka 4 Chemické zloženie rastlinných zvyškov rozdielnych plodín (pozberových-PZ a koreňových zvyškov – KZ v % bez popolovín). (Zaujec, 1997, 1998)

Plodiny	proteíny	maltózy a hexozy	škrob	hemicelulóza	celulóza	lignín
Obilniny (PZ)	5,2 ±2,4	4,5 ±2,6	4,5 ±1,3	25,7 ±3,2	38,9 ±3,7	21,8 ±7,2
Obilniny (KZ)	7,2 ±1,4	1,7 ±0,8	4,3 ±1,0	22,7 ±4,6	29,4 ±3,8	26,1 ±9,6
Strukoviny (PZ)	21,5 ±5,7	3,6 ±0,9	5,3 ±1,0	17,3 ±4,5	33,8 ±6,1	18,5 ±5,4
Strukoviny (KZ)	10,9 ±1,2	1,2 ±0,6	3,3 ±0,9	15,7 ±3,7	21,6 ±5,1	47,4 ±6,6
Okopaniny (PZ)	16,7 ±8,4	6,0 ±3,5	5,7 ±0,7	22,1 ±2,7	26,4 ±4,5	18,0 ±1,4
Okopaniny (KZ)	9,9 ±2,2	1,1 ±0,2	4,1 ±0,2	23,3 ±1,9	23,2 ±3,4	38,4 ±3,0
Krmoviny (PZ)	10,2 ±2,8	3,2 ±1,9	5,9 ±2,4	18,1 ±6,9	32,6 ±9,3	22,7 ±5,9
Krmoviny (KZ)	9,2 ±2,9	1,7 ±0,6	5,5 ±2,2	21,2 ±6,9	29,6 ±6,1	26,4 ±7,8

Na globálnej úrovni môže byť klíma najdôležitejším kontrolným faktorom rýchlosti rozkladu, ale v rámci určeného regiónu sa dôležitejším faktorom stáva chemické zloženie substrátov. Intenzita rozkladu je často udávaná negatívne ku kvalite substrátov C:N. Pomer C:N v organických materiáloch je spočiatku oveľa vyšší ako mikrobiálny C:N, ale postupne sa približuje k mikrobiálnemu C:N. Čím širší je počiatočný pomer C:N v organickej hmote než mikrobiálny C:N, tým je nižšia rýchlosť rozkladu. Obsah lignínu a pomer lignín:dusík sú najlepšimi ukazovateľmi charakteru rozkladu, pretože lignín samotný sa ťažko rozkladá a chráni N a iné ľahšie rozložiteľné chemické frakcie pred mikróbmami.

Rozkladné procesy a frekvencia zmien sú výrazne ovplyvňované klímou, typom a kvalitou organickej hmoty, chemickými a fyzikálnochemickými vzťahmi organickej hmoty s pôdnymi minerálnymi komponentmi a lokáciou organickej hmoty v rámci pôdneho profilu. Zmeny v kvalite organickej

hmoty môžu byť dôležitejšie ako zmeny v kvantite pôdnej organickej hmoty pri vplyve na pôdnu kvalitu a stav úrodnosti.

Priemerná ročná mineralizácia v miernych regiónoch (tab. 5) je okolo 2 %, naproti tomu vo vlhkých trópoch je to 4 – 5 %, ale tieto údaje rastú rýchlejšie zo zvyšujúcou sa intenzitou kultivácie a pomalšie pri lúčnych plodinách. Alternatívne, produkcia biomasy je najvyššia vo vlhkých trópoch, ak dodávanie živín nie je limitované.

Tabuľka 5 Obeh organického uhlíka v pôde vybraných ekosystémov (Jenkinson, 1977)

Ekosystém	vzorka (m)	čistá produkcia (tC.ha ⁻¹ rok ⁻¹)	Vstup C do pôdy (tC.ha ⁻¹ rok ⁻¹)	vstup energie (GJ.ha ⁻¹ rok ⁻¹)	Obsah C v pôde (tC.ha ⁻¹)	obeh C (roky)
pšenica (nehnojená)	0 – 0,23	2,6	1,2	56	26	22
pšenica (s NPK)	0 – 0,23	5,1	1,9	89	30	16
lúka – nehnojená	0 – 0,23	2,7 – 3,2	2,0 – 2,5	110	77	31 – 38
savana (humidná)	0 – 0,3	5,0	1,5	71	56	37
savana (subhumidná)	0 – 0,3	1,4	0,5	24	17	34
tropický les (vlhký)	0 – 0,3	9 – 10	4,9	230	44	9
les (mierne pásmo)	0 – 0,3	7,1	2,4	110	72	30

vstup 1 tC do pôdy na 1 ha = 47 GJ.ha⁻¹.rok⁻¹ (v rozpätí od 45,8 – 48,0 GJ/ha.rok)

Tabuľka 7 Množstvá pôdneho organického uhlíka (Pg C) v ekosystémoch (modely odhadu – bežná klíma a v rovnováhe s 2 x CO₂ klímou)

Vegetačný typ (typ ekosystému)	Bežná klíma (Pg C)	Klíma 2 x CO ₂ (Pg C)	Zmeny množstva C (Pg C)
tropický stále zelený dažďový prales	89,64	113,10	23,46
mierny stále zelený, sezónny, širokolistý les	8,51	10,12	1,61
mierny/subpolárny stále zelený ihličnatý les	120,97	102,7	-18,26
chladný les s ihličnanmi	85,08	73,56	-11,52
chladný les bez ihličnanov	60,51	59,01	-1,50
les, zalesnené územie	25,64	26,58	0,94
stále zelené ihličnaté zalesnené územie	36,21	29,76	-6,45
trop./subtropické suché opadavé lesnaté územie	32,60	45,05	12,44
chladný opadavý lesnatý kraj	42,49	43,80	1,32
arktická/alpínska tundra, machové močiare	64,26	51,57	-12,69
Vysoké až nízke tráv s 10–40 % lesným krytom	188,73	152,41	-36,32
Vysoké až nízke tráv s <10% lesným krytom	79,21	84,45	5,24
Vysoké až nízke tráv s krovitým krytom	39,35	39,04	-0,30
vysoké tráv, žiadny lesný kryt	93,94	73,30	-20,64
stredné, nízke tráv, žiadny lesný kryt	90,48	63,73	-26,75
púšť	60,24	54,75	-5,48
CELKOVO	1 287,83	1 188,59	-99,23

Na lokálnej, regionálnej a globálnej úrovni sa používajú modely k odhadu možných efektov klimatických zmien na obsah pôdneho organického uhlíka. Pre regionálne simulácie klimatických zmien, zotieranie rozdielov medzi priestorovými škálami v **obecných cirkulačných modeloch (GCM)**, Zvýraznil sa problém znižovania rozpätia výstupov GCM simulácií pre regionálne aplikácie využívajúc empirické a modelové prístupy. Výsledky (tab. 7) ukazujú jednu z možných alternatív zdvojnásobenia obsahu CO₂ v atmosfére na obsah pôdneho organického uhlíka v rôznych prírodných ekosystémoch a tá je negatívna.

Záver

- Význam a funkcie humusu v prírodnom prostredí sú komplexné, nenahraditeľné a neoceniteľné. Úzko sú prepojené s existenciou života na Zemi. Necitlivý vzťah civilizácií k prírodnému prostrediu, pôde, vode a pôdnemu humusu viedol k ich úpadku až zániku.
- Globálne klimatické zmeny budú mať nepochybne výrazný vplyv na produkciu fytohmoty a podmienky transformácie rastlinných zvyškov. Je vysoko pravdepodobné, že aridizácia produkčných a vysoko produkčných nížin na Slovensku sa prejaví poklesom produkcie fytohmoty.
- Rozkladné procesy v našich klimatických podmienkach sú výrazne závislé na chemickom zložení rastlinných zvyškov, a to ich intenzita ale i kvalita vznikajúcich humusových látok.
- Súčasné vstupy organických látok do našich pôd sú nízke a pri zužovaní pomeru S:G (slama:zrno) používaním výkonnejších kultivarov sa vstupy slamy ešte znížia. Preto značná rezerva existuje v technológiách prípravy pôdy, ich minimalizácii a tým aj znížení rýchlostí rozkladu pôdnej organickej hmoty.

Príspevok bol spracovaný ako súčasť riešenia grantu VEGA 1/8166/01 financovaného MŠ SR.

Literatúra

- DZIADOWIEC, H., 2003: Wybrane problemy badan próchnicy gleb lesnych. In: Substancje humusowe w glebach i nawozach. PTSH, Wroclaw, s. 141 – 166.
- GONET, S.S. - DEBSKA, B. - PAKULA, J., 2002: Zawartosc rozpuszczonego wegla organicznego w glebach i nawozach organicznych. PTSH, Wroclaw, 76 s.
- JENKINSON, D.S., 1977: Studies on the decomposition of plant material in soil. IV. The effect of rate of addition. J. Soil Sci., 28, 417 – 423 pp.
- JENNY, H., 1980: The Soil Resource. Springer, New York, 318 pp.
- JURČOVÁ, O. - BIELEK, P., 1997: Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia. VUPOP Bratislava, 36s.
- KUŽEL, S. - KOLÁŘ, L. - LEDVINA, R. - SPALEVIČ, V., 2001: Soil Organic Matter and Humic Substances – why to Differentiate these Terms in University Education. In: Humic substances in Ecosystems 4 (eds. Zaujec, A. Bielek, P., Gonet, S.S.). SSCRI Bratislava & SAU Nitra, p. 75 – 78.
- MAZUR, T. - MINEEV, M. - DEBRECZENI, B., 1993: Nawozenie w rolnictwie biologicznym. ART Olsztyn, 139 s.
- VAN VEEN, J.A. - PAUL, E.A., 1981: Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. Can. J. Soil Sci., 61, p. 185 – 201.
- ZAUJEC, A., 1997: Organická hmota – chemické zloženie rastlinných zvyškov. Záverečná správa HZ 13/97 pre VÚPÚ Bratislava. Nitra.
- ZAUJEC, A., 1998: Analýzy rastlinných zvyškov. Záver. správa HZ 12/98 pre VÚPÚ Bratislava, Nitra.

Revitalizace půd kontaminovaných ropnými látkami pomocí biokompostů a pěstování netradičních plodin

Revitalization of Soils Contaminated by Mineral Oils by Means of Biocomposts and Non-traditional Crops Growing

Barbora BADALÍKOVÁ - Jan HRUBÝ

Výzkumný ústav pícninářský spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko, ČR,
e-mail: agro@vupt.cz

Abstrakt

V modelovém maloparcelkovém pokusu byl ověřen předpoklad, že při „dvoufázové dekontaminaci“ zamořené půdy ropnými látkami „in situ“ je tento proces pozitivně ovlivňován působením zapravené organické hmoty s vysokou mikrobiální činností (kompostu) do půdy i rhizosférou vysetých plodin. Obsah NEL (nepolární extrahovatelné látky) se snížil po ukončení dekontaminace půdy pod hranici hygienické nezávadnosti u všech pokusných variant, t.j. na úroveň přírodního pozadí u obou testovaných plodin. Zapravení rychlokompostu do půdy kontaminované ropnými látkami příznivě ovlivnilo obsah celkového oxidovatelného uhlíku, resp. obsah humusu.

Klíčová slova: revitalizace, dekontaminace půdy, ropné látky, humus, struktura půdy

Abstract

In the model of small-plot trial a presumption was verified, that at “two-phase decontamination” of the soil contaminated by mineral oils “in situ” this process was positively influenced by incorporated organic substances with high microbial activity (compost) into soil and seeded crops rhizosphere. Content of NEL (non-polar extractable substances) after finishing of decontamination process was decreased under hygienical limit tolerability in all experimental treatments, i.e. on the level of natural background at both tested crops. Rapid compost incorporation into soil contaminated with mineral oils favourably affected level of total oxidable carbon, or humus content.

Keywords: revitalization, soil decontamination, mineral oils, humus, soil structure

Úvod

Jednou z možností revitalizace zhutnělých, silně zaplevelených a různým způsobem znečištěných půd je pěstování plodin odolných k vnějšímu prostředí, kdy dochází k postupnému odstraňování nežádoucích látek pomocí rhizosféry. Přitom dochází k urychlení procesu vytváření přirozeného půdního horizontu.

Hlavní příčinou dlouhodobých škod u kontaminovaných půd ropnými látkami je především destrukce půdní struktury peptizací koloidů a narušení vodovzdušných poměrů. Pro úspěšnou dekontaminaci každé lokality je proto nutná znalost geologie, geochemie a hydrogeologie. Na druhé straně fyzikální a chemické vlastnosti ropných produktů výrazně ovlivňují druh technologie dekontaminace, která může být použita ke snížení obsahu uhlovodíků v půdách (Raclavská, 1998). Bioasanace zamořené půdy ropnými látkami spočívá především ve schopnosti mikroorganismů využívat tyto látky jako zdroj energie a živin. Dosavadní výsledky naznačují, že optimální podmínky pro urychlení humifikace organických látek jsou současně optimálními podmínkami pro urychlení dekontaminace zamořené půdy organickými polutanty. Podle této autorky (Raclavská, 1998) je biodegradace ropných uhlovodíků významně závislá na mikroorganizmech, které jsou primárně přítomny v půdách a na specifických podmínkách prostředí. Aerobní biodegradaci ovlivňují především hustota mikrobiální

populace, přítomnost kyslíku, koncentrace živin, teplota prostředí, pH a vlhkost půdy. Rychlost biodegradace ropných látek závisí rovněž na struktuře jejich molekul, přičemž např. Gough et al. (1992) předpokládají rychlý rozklad uhlovodíků s jednoduchou strukturou. Římovský, Bauer et al. (1998) konstatují, že úroveň znečištění půdního prostředí ropnými látkami je dána celkovým obsahem nepolárních extrahovatelných látek (NEL v mg.kg^{-1} sušiny). Stejní autoři studovali v modelových pokusech biodegradaci ropných látek v půdě. V této souvislosti ověřili možnosti využití stimulačního účinku kejdy prasat. Zjištěné hodnoty sledovaných parametrů znečištěné půdy ropnými látkami (vyjádřené především v NEL) dokumentovaly pozitivní vliv kejdy na jejich biodegradaci, neboť hnojení kejdou po stimulaci činnosti půdních mikroorganismů urychlilo tento proces v půdě a omezilo negativní působení na produkci sklizené biomasy senážního ovsa a ozimého žita. Vliv kejdy na biodegradaci ropných produktů potvrdili i další autoři (Aggarwal, Hlinchee, 1991).

Jedním z cílů výzkumného projektu bylo studium možností využití rychlokompostů s následným pěstováním plodin (především s vysokým obsahem sušiny) při biodegradaci ropných látek v půdě. Perspektivní výrobou kompostů, při které jsou zpracovávány odpady rostlinného i živočišného původu i produkce pro tyto účely speciálně pěstovaných plodin, je technologie „Ekobioprogres“. U této technologie jsou využívány optimální podmínky pro rozvoj půdních mikroorganismů především vytvářením aerobního prostředí pravidelným automatickým překopáváním kompostovaného materiálu, dodržováním optimálního úživného poměru C:N a zabezpečováním optimální vlhkosti materiálu kontinuálním mícháním tuhých bioodpadů s tekutými.

S využitím těchto poznatků byla vypracována technologie tzv. „dvoufázové dekontaminace“ zamořené půdy ropnými látkami (1. fáze = funkce kompostu, 2. fáze = funkce rhizosféry), která již byla podrobně publikována (Hrubý, Ševčík, Kučera, Badalíková, 1998, Hrubý, Badalíková, Ševčík, 2000, Hrubý, Badalíková, Prášek, Ševčík, 2001). Testovaná technologie dekontaminace půd znečištěných ropnými látkami „in situ“ respektuje především ekologické aspekty kladené na tyto technologie a zároveň splňuje i požadavky na jejich ekonomickou efektivnost.

Materiál a metody

Cílem prezentovaného pokusu v modelově vytvořených podmínkách s rozdílnou intenzitou kontaminace půdy ropnými látkami na lokalitě v Troubsku bylo ověřit předpoklad, zda průběh dekontaminace je pozitivně ovlivňován působením zapravené organické hmoty s vysokou mikrobiální činností (t.j. rychlokompostu) do půdy a následně vysetých plodin.

Reakce plodin na rozdílnou intenzitu znečištění půdy ropnými látkami a dekontaminace této půdy biologickými procesy byla hodnocena v modelovém maloparcelkovém pokusu založeném v řepářské výrobní oblasti ve Výzkumném ústavu pícninářském s.r.o., Troubsko. Pokus byl založen na nezemědělsky využívané černozemi s velmi vhodnou půdní strukturou (do 0,20 m byl zjištěn koeficient strukturnosti 2,22). Dlouhodobá průměrná roční teplota na pokusném stanovišti je 8,4 °C, průměrné roční srážky činí 547 mm.

Reakce plodin na rozdílnou intenzitu znečištění půdy motorovou naftou odpovídající ČSN EN 590 a dekontaminace této půdy biologickými procesy byla hodnocena v modelových maloparcelkových pokusech, které byly založeny na podzim roku 1999 na nezemědělsky využívané černozemi. Jako kontrolní varianty byly vybrány výsevy testovaných plodin do půdy: a) bez aplikovaného kompostu a b) s aplikovaným kompostem do čisté půdy neznečištěné ropnými látkami. K dekontaminaci zamořené půdy byl využit kompost s obsahem organické hmoty v suš. – 46,8 %.

V pokusném období 2001 – 2003 byly testovány různé plodiny, ale v příspěvku jsou prezentovány jako příklad světlíce barvířská a komonice bílá-dvouletá v rámci řešené problematiky dvoufázové dekontaminace půdy znečištěné ropnými látkami. Do maloparcelkového pokusu byly použity komposty z produkce kompostárny Sloup a maďarského partnera Bio-gen Tapolca.

- Pokusné varianty:
- 1) kontrola (bez kompostu) + plodina
 - 2) půda + kompost + plodina
 - 3) půda + kompost + ropa ($0,6 \text{ l.m}^{-2}$) + plodina
 - 4) půda + kompost + ropa ($1,2 \text{ l.m}^{-2}$) + plodina
 - 5) půda + kompost + ropa ($1,5 \text{ l.m}^{-2}$) + plodina

V první fázi řešení byl do zamořené půdy ropnými látkami aplikován na jednotlivé pokusné parcelky rychlokompost vyrobený technologií EKOBIOPROGRES ve fermentačním žlabu. Aplikovaná dávka kompostu do půdy se pohybovala na úrovni 40 t.ha⁻¹ a byla zapravena do půdy rotačním nářadím.

Rozbory na přítomnost NEL (nepolarizované extrahovatelné látky) v půdě – připravené extrakty byly měřeny IR-spektrometrem při usančně zvolených vlnočtech. Výsledky stanovení jsou přepočteny na sušinu vzorku a uváděny v mg.kg⁻¹.

Výsledky a diskuse

Vlastnosti a podmínky půdy působí na rostlinu především prostřednictvím kořenů. Ty jsou pak více či méně schopny redukovat vlivy narušeného půdního prostředí ať už činností člověka nebo průnikem cizorodých látek. Významnou skupinou půdních vlastností jsou agrochemické vlastnosti půd. Jednou z nejdůležitějších agrochemických charakteristik je obsah půdních organických látek, hlavně jejich vnitřní struktura. Půda obsahuje vedle minerálního podílu, zejména ve svých povrchových vrstvách, další složku, a to organickou. Tento organický podíl půdy je označován jako humus v širším slova smyslu. Rozklad organické hmoty je ovlivňován těmito podmínkami: půdní vlhkostí, teplotou a provzdušněností půdy, působením půdních živočichů a mikroorganismů, vlastností půdního substrátu. K urychlení rozkladu organické hmoty je tedy důležitý dostatek mikroorganismů, jehož intenzivní činnost je podporována vlhkostními a teplotními podmínkami. Dostatek humusu v půdě je pak důležitým faktorem pro udržení nejen příznivého strukturního stavu půdy, ale napomáhá i k rychlejšímu rozkladu ropných látek jak zjistil ve své práci Sádovský (2002). Proto je třeba vnášet do půdy organický materiál, ať už ve formě posklizňových zbytků, zapravování slámy, zeleného hnojení, kompostů či hnoje (Badalíková, Procházková, 2000). Tato organická hmota příznivě ovlivňuje strukturotvorný vývoj agronomicky cenných strukturních elementů, které jsou významným přínosem zejména z hlediska potenciální schopnosti pro udržení půdní vláhy, a která následně ovlivňuje růst a vývoj rostlin.

V tabulce 1 jsou zaznamenány obsahy humusu v jednotlivých hloubkách půdy při zapravení různého druhu kompostu, a to na počátku sledování v roce 2001 a na konci v roce 2003.

Tabulka 1 Obsah humusu na parcelách se zaorávkou různého kompostu Troubsko – 2001, 2003

Varianta	Hloubka (m)	2001		2003	
		K1	K2	K1	K2
1	0 – 0,20	1,18	1,12	1,90	2,05
	0,20 – 0,40	1,18	1,20	1,91	2,07
2	0 – 0,20	1,64	1,61	1,97	2,17
	0,20 – 0,40	1,29	1,58	1,97	2,12
3	0 – 0,20	1,57	1,67	2,31	2,83
	0,20 – 0,40	1,30	1,69	2,21	2,14
4	0 – 0,20	1,25	1,39	2,65	2,67
	0,20 – 0,40	1,36	1,33	2,10	2,33
5	0 – 0,20	1,51	1,67	2,72	2,90
	0,20 – 0,40	1,26	1,88	2,24	2,26

K1 – kompost Sloup

K2 – kompost Tapolca

Odběry vzorků půdy byly prováděny vždy na začátku vegetace ze dvou hloubek: 0 – 0,20 m a 0,20 – 0,40 m. Nejprve byl stanoven oxidovatelný uhlík Cox klasickou metodou dle Tjurina a poté přepočten na obsah humusu daným koeficientem. Obsah humusu byl sledován na variantách s různým obsahem ropných látek (viz metodika) a se zapravením kompostu K1 – rychlokompost z kompostárny Sloup a K2 – kompost z pracoviště Bio-gen, Tapolca v Maďarsku.

Nejvyšší obsah humusu roce 2001 byl zjištěn u všech variant se zapraveným kompostem. Mezi zapraveným kompostem K1 a K2 byly patrné také rozdíly, u varianty se zapraveným kompostem K2 byl zjištěn vyšší obsah humusu v půdě v obou hloubkách oproti variantě se zapravením kompostu K1.

V roce 2003 byl zjištěn u všech variant vyšší obsah humusu, což je adekvátní vzhledem k pokročilému rozkladu zapraveného kompostu v roce 2001. U varianty s kompostem K2 byly hodnoty vyšší zejména z hlediska zvýšené mikrobiální činnosti tohoto kompostu díky vloženým podpůrným médiím. U kontrolní varianty 1 byl obsah humusu opět nejnižší. Mezi sledovanými hloubkami nebyly významné rozdíly.

Při hodnocení strukturních elementů byl srovnán stav před založením pokusu v roce 2000 a při ukončení pokusu v roce 2003 (tab. 2 a 3). Struktura půdy byla hodnocena z průměrných vzorků u variant z různými plodinami A1, 2 – komonice bílá a varianta B1, 2 – světlíce barvířská. Vzorky půdy byly odebrány ze dvou hloubek 0 – 0,20 m a 0,20 – 0,40 m.

V roce 2003, oproti počátečnímu stavu v roce 2000, byl zaznamenán pokles méně příznivých strukturních agregátů větších než 10 mm ve svrchním i spodním horizontu a zvýšení obsahu agregátů v rozmezí 0,25 – 10 mm, které jsou pokládány za agronomicky nejcennější. Koeficient strukturnosti, který nám určuje poměr agronomicky cenných frakcí k frakcím méně hodnotným, se zlepšil v průměru u obou plodin ve svrchní i spodní vrstvě půdy. Lepší strukturní stav byl zaznamenán u komonice bílé.

Tabulka 2 Zastoupení strukturních elementů průměrný vzorek před založením pokusu Troubsko 2000

Hloubka (m)	Strukturní elementy (% hmot.)					Koeficient strukturnosti
	nad 10	10 – 5	5 – 1	1 – 0,25	pod 0,25	
0,0 – 0,2	36,32	24,21	24,21	13,05	2,20	1,65
0,2 – 0,4	45,47	18,45	15,86	7,28	12,94	0,93

Tabulka 3 Zastoupení strukturních elementů po ukončení pokusu, Troubsko 2003

Varianta	Hloubka (m)	Strukturní elementy (% hmot.)					Koeficient strukturnosti
		nad 10	10 – 5	5 – 1	1 – 0,25	pod 0,25	
A1	0,0 – 0,2	30,35	21,03	22,16	16,19	10,27	1,71
	0,2 – 0,4	39,36	20,93	18,08	12,20	9,43	1,24
A2	0,0 – 0,2	26,86	19,30	22,35	20,39	11,09	1,93
	0,2 – 0,4	35,60	21,23	19,34	13,83	9,99	1,41
B1	0,0 – 0,2	29,08	21,76	21,42	17,24	10,50	1,79
	0,2 – 0,4	40,06	20,72	17,48	12,46	9,29	1,21
B2	0,0 – 0,2	29,92	21,98	20,33	15,96	11,81	1,68
	0,2 – 0,4	33,26	23,85	18,33	13,45	11,11	1,50

Půdní vzorky na chemické analýzy pro zjištění obsahu živin v půdě byly odebrány jednorázově při ukončení pokusu ze dvou hloubek, a to 0 – 0,20 a 0,20 – 0,40 m. Obsah živin a půdní reakce u jednotlivých variant s různým obsahem ropných produktů nebyl významně rozdílný. Významné rozdíly nebyly zaznamenány ani mezi pěstovanými plodinami. Půdní reakce pH se pohybovala od 7,2 do 7,4, což je charakterizováno jako reakce neutrální až alkalická. Obsah sledovaných základních živin nebyl ovlivněn a nacházel se v normálu. K vyšší nitrifikační aktivitě docházelo vlivem zapravení organické hmoty do svrchní vrstvy půdy v podobě kompostu.

Závěr

V modelovém maloparcelkovém pokusu byl ověřen předpoklad, že při „dvoufázové dekontaminaci“ zamořené půdy ropnými látkami „in situ“ (aplikace 0,6, 1,2 a 1,5 l.m⁻²) je tento proces pozitivně ovlivňován působením zapravené organické hmoty s vysokou mikrobiální činností (kompostu) do půdy i rhizosférou vysetých plodin. Obsah NEL se snížil po ukončení dekontaminace pod hranici hygienické nezávadnosti u všech pokusných variant, t.j. na úroveň přírodního pozadí u obou testovaných plodin.

Zapravení rychlokompostu do půdy kontaminované ropnými látkami příznivě ovlivnilo obsah celkového oxidovatelného uhlíku, resp. obsah humusu. Oproti počátečnímu stavu byl obsah humusu vyšší při ukončení pokusu v roce 2003. U zapraveného kompostu K2 (Bio-gen Tapolca) byl obsah humusu vždy vyšší v porovnání s českou produkcí, a to u všech variant s různým obsahem ropných látek.

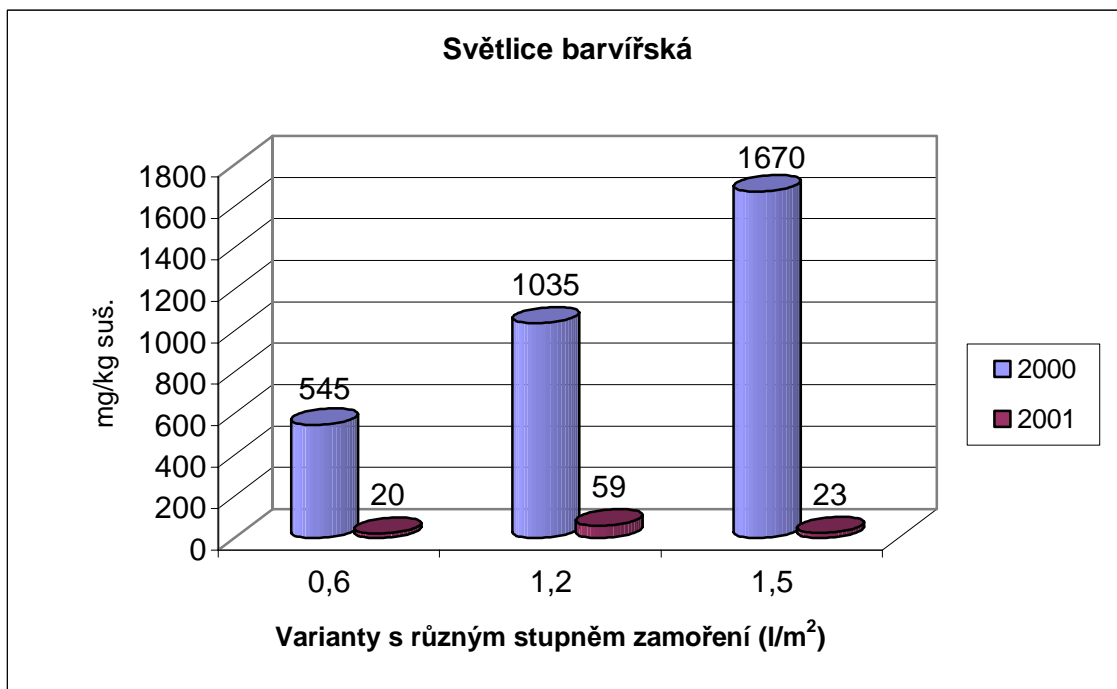
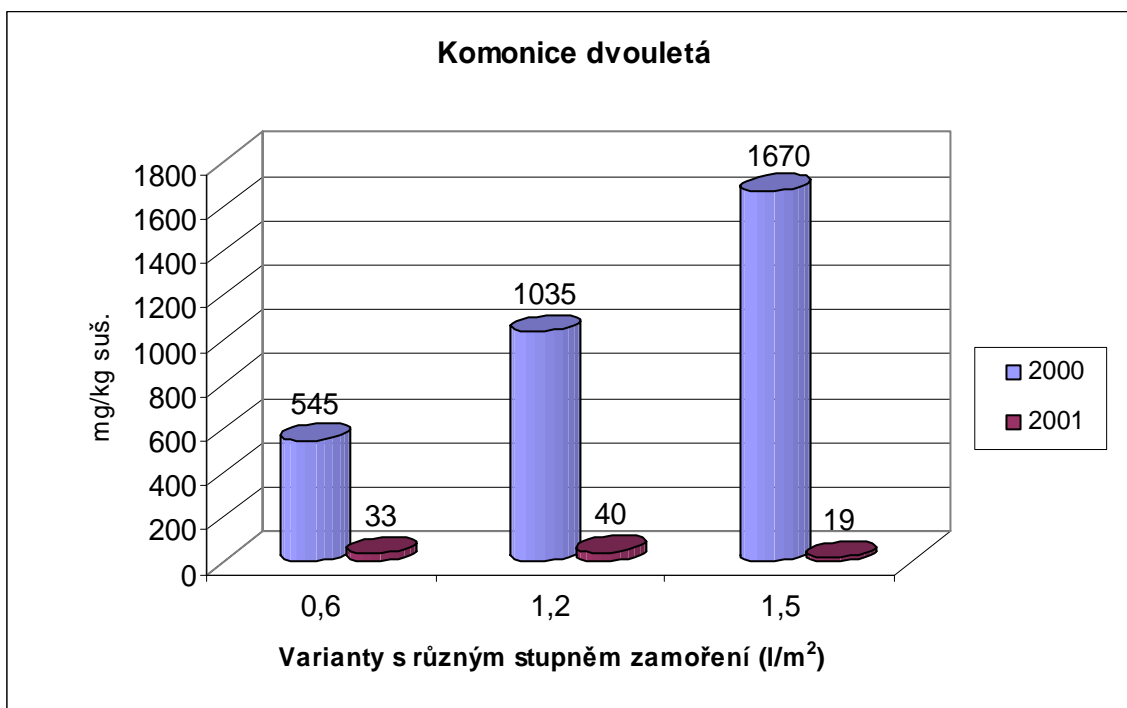
Při hodnocení struktury půdy ke konci pokusného období ve srovnání s počátečním stavem bylo zjištěno, že zapravený kompost zlepšil strukturní stav půdy. Rozhodující je zde i lepší činnost mikro a makroedafonu.

Literatura

- AGGARWAL, P.K. - HLINCHEE, R.E.: Monitoring in situ biodegradation of hydrocarbons by using stable carbon isotopes. *Envir. Sc. Technol.*, 25, p. 1178 – 1180, 1991.
- BADALÍKOVÁ, B. - PROCHÁZKOVÁ, B.: Vliv rozdílného hospodaření se slámou na obsah a kvalitu půdního humusu u řepky ozimé. In Sb.: Využití různých systémů zpracování půdy při pěstování rostlin. Praha-Ruzyně, s. 81 – 83, 2000.
- GOUGH, M.A. - RHEAD, M.M. - ROWLAND, S.J.: Biodegradation studies of unsolved complex mixtures of hydrocarbons. *Org. Geochem.*, 18, 1, p. 17 – 22, 1992.
- HRUBÝ, J. - BADALÍKOVÁ, B. - PRÁŠEK, J. - ŠEVČÍK, V.: Bioremediation of polluted non-agricultural land by petroleum products. In: *Biotechnology 2001*, Č. Budějovice, p. 165, 2001.
- HRUBÝ, J. - BADALÍKOVÁ, B. - ŠEVČÍK, V.: Ecological recycling of biowastes by the fast composting aiming at the revitalization of polluted soils. In: *Folia Univ. Agric. Stetin. 209 Agricultura* (83): p. 127 – 132, Ann. 2000.
- HRUBÝ, J. - ŠEVČÍK, V. - KUČERA, A. - BADALÍKOVÁ, B.: Recycling of biological wastes in agriculture-technology Ekobioprogress. In: *Waste – Abfälle*, Praha, p. 78 – 80, 1998.
- RACLAVSKÁ, H.: Znečištění zemin a metody jejich dekontaminace. Ostrava, 111 p., 1998.
- ŘÍMOVSKÝ, K. - BAUER, F. - BOHÁČEK, Z. - LINHARTOVÁ, M. - TOUL, J.: Effect of pig slurry on increase of biodegradation of petroleum products in soil. *Rostl. Vyr.*, 44, 7, p. 325 – 330, 1998.
- SÁDOVSKÝ, M.: Priebeh biodegradácie ropných látok vo vybraných pôdnych typoch a jeho akcelerácia. In Sb.: Prvé pôdoznalecké dni v SR. Račkova dolina, s. 235 – 243, 2002.

Prezentovaná problematika byla řešena v rámci mezinárodního výzkumného projektu EUREKA! 2190 Revital) pod názvem „Ecological Recycling of Organic Wastes with Respect to Remedation of Petroleum Polluted Soils and Areas“ ve spolupráci s maďarským partnerem BIO-Gén, Soil Biological Research Company (Tapolca).

Grafy Obsah NEL v půdě u variant s různým stupněm zamoření půdy ropnými látkami, pokus Troubsko – 2001, 2002



Klasifikácia fyzikálno-chemických vlastností ornice v regióne Trnava s použitím metódy fuzzy k-means

Classification of Physical-chemical Ploughing Horizon Properties in the Trnava Region Using Fuzzy k-means Method

Juraj BALKOVIČ¹⁾, Vladimír HUTÁR²⁾

¹⁾ Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Mlynská dolina – B2, 842 15 Bratislava, SR, e-mail: balkovic@fns.uniba.sk

²⁾ Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôd, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR, e-mail: hutar@vupop.sk

Abstrakt

Príspevok je zameraný na spojitú viacrozmernú klasifikáciu vybraných fyzikálno-chemických vlastností ornice v regióne Trnava použitím metódy *fuzzy k-means* a geoštatistických metód priestorovej interpolácie. V mnohorozmernom taxonomickom priestore a následne v geografickom priestore boli vymedzené štyri typy ornice. Všetky typy sú v priestore charakterizované interpolovanými hodnotami MV – tzv. difúznymi mapami. Syntetická mapa po defuzifikácii predstavuje priestorovú delimitáciu študovaných vlastností ornice. Príspevok prináša mentálny postup ku klasifikácii a evaluácii viacrozmerných a priestorovo závislých pôdných údajov.

Kľúčové slová: spojitá klasifikácia, *fuzzy k-means*, *kriging*, ornica, fyzikálno-chemické vlastnosti, Trnava

Abstract

The paper is oriented to the continuous multi-dimensional classification of selected physical-chemical properties of ploughing horizon in the Trnava region using of *fuzzy k-means* method and geostatistic methods of spatial interpolation. In a multi-dimensional taxonomic space and subsequently in geographic space four topsoil types have been identified. All the types in space are characterized by interpolated values MV, so-called diffusion maps. Synthetic maps after defuzzication process present a spatial delimitation of studied topsoil properties. The paper describes a mental approach to classification and evaluation of multi-dimensional and spatially depended soil data.

Keywords: continuous classification, *fuzzy k-means*, *kriging*, ploughing horizon, physical-chemical properties, Trnava

Úvod

Skúmaná oblasť región Trnava (169 666 ha) zasahuje nasledovné oblasti: Malé Karpaty (severná a najmenšia časť regiónu), Trnavská pahorkatina (stredná a najväčšia časť), Dolnovážska niva a Nitrianska pahorkatina (juhovýchodná časť regiónu). Poľnohospodárska pôda tvorí najväčšiu časť rozlohy regiónu, zvyšok predstavujú lesy a urbanizované zóny. Agrochemické analýzy (realizované 2000 – 2001 – Fiala 2002) spolu s ich priestorovými charakteristikami predstavujú údajovú bázu pre využitie poznatkov mnohorozmerných techník numerickej klasifikácie (*fuzzy k-means* algoritmus) a priestorovej interpolácie (*kriging*) použitých pri spojití klasifikácii fyzikálno-chemických vlastností ornice v regióne Trnava.

Metódy fuzzy klasifikácie a vizualizácie predstavujú relatívne progresívny trend v GIS spracovaní údajov, lebo do určitej miery odstraňujú tzv. „double-crisp“ efekt klasických taxonomických pôdných máp (pozri Burrough et al. 1997). Tento otvorený mentálny postup ako celok navyše umožňuje priestorovo interpolovať viacrozmerné údaje o vlastnostiach pôdneho krytu.

Spojité klasifikácia fuzzy k-mean algoritmom

Algoritmus *fuzzy k-means* predstavuje zhukovú matematicko-štatistickú techniku spracovania viacrozmerných objektov \mathbf{I}_i s vlastnosťami \mathbf{P}_p do explicitne zadaných k -tried, ktorá je založená na vzdialenosti v atribútovom priestore medzi štatistickým vektorom a centrálnym konceptom triedy \mathbf{c}_k . Príslušnosť jednotlivých objektov k triedam je vyjadrená číselne hodnotou príslušnosti (*membership values* – MV), ktorá definuje nakoľko je objekt \mathbf{I}_i zhodný s centrálnym konceptom triedy \mathbf{c}_k . Matica \mathbf{M} objektov $n \times c$ tried tvorená hodnotami príslušnosti $\mathbf{M} = (m_{ik})$ musí spĺňať nasledovné predpoklady:

$$\sum_{k=1}^c m_{ik} = 1, i = 1, \dots, n \quad \sum_{i=1}^n m_{ik} > 0, k = 1, \dots, c \quad m_{ik} \in \langle 0, 1 \rangle, i = 1, \dots, n, k = 1, \dots, c$$

Zhluky sú optimalizované iteratívne minimalizáciou funkcie $J(\mathbf{M}, \mathbf{C})$, ktorá je definovaná nasledovne (Bezdek 1981):

$$J(\mathbf{M}, \mathbf{C}) = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^c m_{ik}^\varphi d_{ik}^2$$

kde c je počet tried, n je počet objektov, m_{ik} je hodnota príslušnosti (MV) objektu \mathbf{i} k triede \mathbf{k} , φ je exponent fuzifikácie, d_{ik} je taxonomická vzdialenosť medzi hodnotou znaku objektu \mathbf{i} a centroidom daného znaku triedy. Picardová iteratívna metóda je použitá na odvodenie hodnôt centroidov tried (\mathbf{c}_k) a hodnôt príslušnosti (MV) objektov k danému centroidu.

$$c_k = \frac{\sum_{i=1}^n m_{ik}^\varphi x_i}{\sum_{i=1}^n m_{ik}^\varphi}, k = 1, \dots, c \quad m_{ik} = \frac{d_{ik}^{-2/(\varphi-1)}}{\sum_{k=1}^c d_{ik}^{-2/(\varphi-1)}}, i = 1, \dots, n; k = 1, \dots, c$$

Uvedená metóda umožňuje spojitú klasifikovať mnohorozmerné objekty (akým pôda určite je), pričom číselné hodnoty MV možno použiť pre vyjadrenie priestorovej variability klasifikovaných triedy geoštatistickými metódami.

Geoštatistické metódy interpolácie hodnôt príslušnosti (MV)

Geoštatistické metódy predstavujú stochastickú metódu dvojrozmernej interpolácie, kde priestorovo závislá náhodná premenná $\mathbf{Z}(\mathbf{x})$ v bode $\mathbf{x}(\mathbf{X}, \mathbf{Y})$ je vyjadrená sumou (i) štruktúrneho komponentu s konštantným priemerom, (ii) náhodným, ale priestorovo korelovaným rozptylom a priestorovo nekorelovaným náhodným šumom (Burrough et McDonnell 1998). V prípade platnosti vnútornej hypotézy (podmienka platnosti ergodicity a stacionarity sledovanej veličiny) možno teda zjednodušene povedať, že rozdiely hodnôt medzi polohami sledovanej veličiny sú funkciou vzdialenosti medzi nimi, a teda náhodná funkcia $\mathbf{Z}(\mathbf{x})$ je daná ako:

$$\mathbf{Z}(\mathbf{x}) = \mathbf{m}(\mathbf{x}) + \gamma(\mathbf{h}) + \varepsilon'' \quad \text{pričom} \quad \hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n \{z(xi) - z(xi + h)\}^2$$

kde $\mathbf{m}(\mathbf{x})$ je štruktúrny komponent, $\gamma(\mathbf{h})$ je semivariancia, ε'' je šum, n je počet párov bodov vlastnosti \mathbf{z} oddelenou vzdialenosťou \mathbf{h} . Grafické znázornenie závislosti semivariencie od vzdialenosti je známe ako semivariogram, ktorého priebeh je opísaný pomocou parametrov nugget (chybový rozptyl), sill (maximálna hodnota ohraničeného modelu semivariencie) a rozsah (hodnota vzdialenosti, na ktorej je dosiahnutý sill). Poznáme niekoľko autorizovaných modelov semivariencie popisujúcich správanie sa náhodnej premennej, pričom v niektorých prípadoch môžu byť variogramy v rôznych geografických smeroch rôzne (anizotropia) a správanie sa náhodnej premennej je vyjadrená variogramami v dvoch pravouhlých smeroch.

Materiál a metódy

Pre potreby spojitaj viacrozmernej klasifikácie fyzikálno-chemických vlastností ornice v záujmovom území boli použité údaje z práce Fialu (2002), pričom boli vybrané nasledovné charakteristiky pre 250 bodových meraní: pH/H₂O, obsah karbonátov (R-CO₃), obsah živín vo výluhu Mehlich II (K_M2, Mg_M2, Ca_M2, P_M2), množstvo organického uhlíka a pomer C/N (C_OX, C_N), množstvo výmenných báz na sorpčnom komplexe (Na_EX, K_EX, Mg_EX a Ca_EX), suma výmenných báz (KAT_EX), nasýtenosť sorpčného komplexu (V) a nakoniec obsah ílu, prachu a piesku v ornici (IL, PRACH, PIES). Na študovanom území je 250 bodových meraní – pozri Hutár (2002). Údajová báza je spracovaná algoritmom *fuzzy k-means* (Bezdek 1981), ktorého cieľom je nájsť pomocou maticovej algebry optimálne delenie vstupnej matice viacrozmerých vektorov do klasifikovateľných podmnožín (skupín).

Počet skupín bol optimalizovaný na štyri – skupina A, B, C, D. Údajová báza bola analyzovaná v prostredí programu FuzMe v. 3. (Minasny et McBratney 2002), pričom bol použitý Mahalanobisov koeficient podobnosti a fuzzy exponent $\phi = 1,19$ pri 300 iteráciách s minimálnym kritériom $\varepsilon = 1.10^{-4}$. Hodnoty príslušnosti k jednotlivým skupinám (MV), boli priestorovo interpolované geoštatistickými metódami (*ordinary kriging*) v prostredí Geostatistical Analyst pod ArcGis na topografickom podklade SVM 50.

Jednotlivé difúzne pôdne mapy, ktoré sme dostali priestorovou interpoláciou hodnôt MV, boli defuzifikované v prostredí ArcGis a na obrázku 7 má každá bunka výsledného rastra farbu skupiny s najvyššou hodnotou MV v identickej bunke pôvodných rastrov. Na vyjadrenie miery difúznosti medzi jednotlivými skupinami je použitý index difúznosti CI (confusion index), ktorý je definovaný ako $CI = 1 - (MV_{\max} - MV_{\max-1})$ – Burrough et al. (1997). Mapa pôdných predstaviteľov v študovanom území bola odvodená z digitálnej vrstvy bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (v zmysle Linkeša et al. 1996).

Vzájomné vzťahy medzi fyzikálno-chemickými vlastnosťami pôd, jednotlivými vzorkami a centroidmi klasifikovaných skupín sú hodnotené pomocou PCA analýzy v prostredí programu Canoco for Windows (Ter Braak 1988). Z metodického hľadiska treba pripomenúť, že os X výsledných diagramov predstavuje najväčší gradient v ordinačnom priestore, vzdialenosť medzi bodmi (vzorky alebo centroidy) sú odhadom taxonomickej vzdialenosti a kosínus uhla medzi vektormi jednotlivých vlastností je odhadom korelačného koeficientu.

Výsledky a diskusia

Na základe *fuzzy k-means* analýzy údajovej bázy vybraných fyzikálno-chemických vlastností ornice v študovanom území regiónu Trnavy boli klasifikované štyri skupiny – skupina A, B, C, D. Každá z nich je definovaná centroidom (tabuľka 1), ktorý vyjadruje kombináciu priemerných fyzikálno-chemických vlastností ornice v jednotlivých skupinách. Vzhľadom na to, že študované vlastnosti sú v ornici vplyvom obrábania pôdy značne unifikované, rozdiely medzi jednotlivými skupinami sú menej výrazné. Napriek tomu existujú medzi centroidmi a ich vlastnosťami elementárne vzťahy vo viacrozmerom priestore, ktoré sú vyjadrené pomocou PCA (obrázok 1 a 2).

Relatívne dobre determinovaná je skupina C, pre ktorú je charakteristická absencia karbonátov v ornici a s tým je spojený nižší obsah výmenného a rastlinám prístupného Ca, nižšie pH a menšia nasýtenosť sorpčného komplexu bázami. Na druhej strane je charakteristický najvyšší pomer C/N a množstvo rastlinám prístupného fosforu.

Na opačnej strane hlavného gradientu ordinačného priestoru (os X na obrázku 1) leží skupina A. Ide o typ ornice s najvyšším obsahom karbonátov a s tým spojenými vlastnosťami, ktoré sú čitateľné z PCA diagramov.

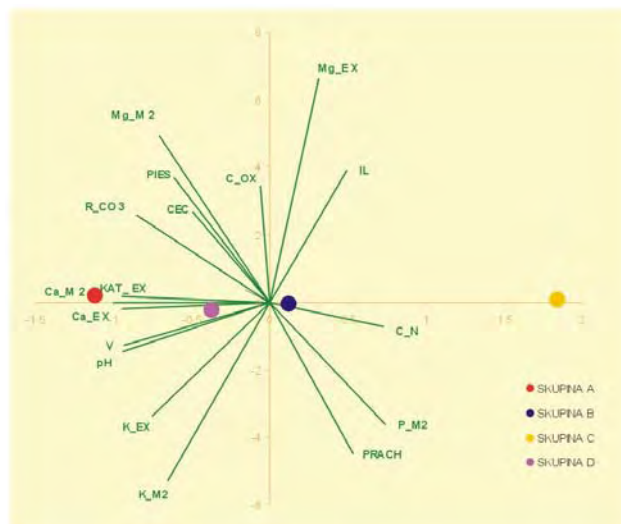
Skupiny B a D predstavujú prechodné podmnožiny, pričom skupina D je príbuznejšia k skupine A a skupina B zasa tvorí prechod k skupine C. Ich vzájomné prelínanie v ordinačnom priestore v projekcii na osy najväčšej variability je viditeľné na obrázku 2.

Tabuľka 1 Centroidy klasifikovaných skupín fyzikálno-chemických vlastností ornice

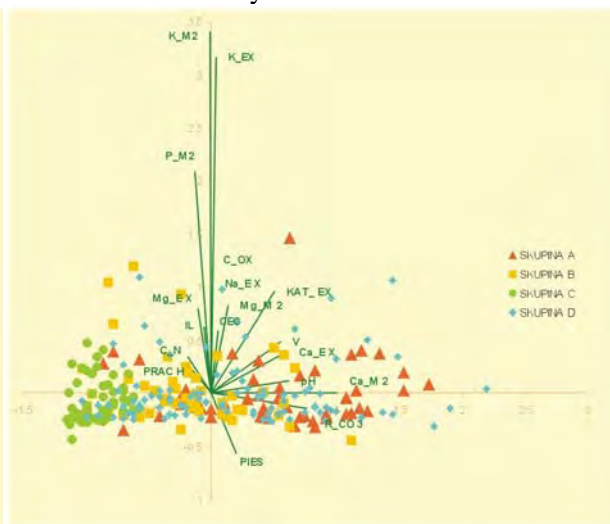
skupina	pH	R_CO ₃ %	K_M2 mg/kg	Mg_M2 mg/kg	Ca_M2 mg/kg	P_M2 mg/kg	C_OX %	C_N	Na_EX cmol+/kg
A	8,00	6,31	352,58	419,58	4 714,97	77,86	1,65	9,03	0,07
B	7,89	2,03	361,00	379,02	3 630,97	89,08	1,66	9,46	0,06
C	6,51	0,86	337,28	362,65	2 132,23	90,78	1,62	9,62	0,05
D	7,89	3,15	370,75	373,95	4 105,40	85,29	1,60	9,33	0,06

skupina	K_EX cmol+/kg	Mg_EX cmol+/kg	Ca_EX cmol+/kg	KAT_EX cmol+/kg	CEC cmol+/kg	V %	IL %	PRACH %	PIES %
A	0,94	3,06	16,78	20,85	21,75	92,66	25,08	46,02	28,88
B	0,96	2,89	14,70	18,61	21,96	83,86	25,76	53,08	21,14
C	0,87	3,06	12,00	15,99	20,27	78,05	25,52	53,80	20,65
D	0,96	2,80	16,21	20,04	20,94	92,36	24,46	53,74	21,80

Obr. 1 PCA centroidov



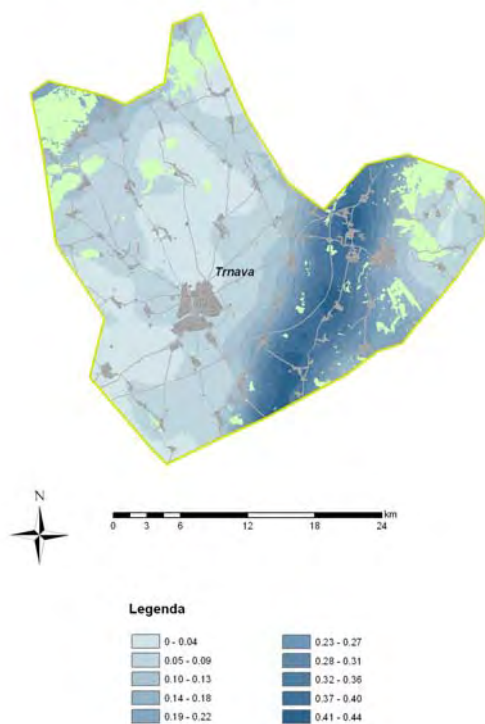
Obr. 2 PCA bodových vzoriek



Výsledkom priestorovej interpolácie hodnôt MV sú tzv. difúzne mapy zobrazené na obrázkoch 3 – 6. Skupina A je celkom evidentne distribuovaná pozdĺž toku Váhu a viazaná je na fluvizeme a čiernice. Čiastočná korelácia s pôdnym typom (obrázok 8) je pozorovaná aj v skupine D, v kontakte sprašovej pahorkatiny a alúvia, kde sú karbonátové černozy. Skupina C (vylúhovaná ornica) sa viaže najmä na oblasti hnedozemí v Z a SZ časti študovaného územia. V centrálnej a Z časti sa strieda so skupinou B, ale aj D. Syntetizujúci pohľad na prevládajúcu skupinu ponúka obrázok 7, hoci tento už neobsahuje difúzne hranice. Difúznosť je tu nahradená znázornením zón vysokého prekračovania taxonomického priestoru, kde CI presahuje hodnotu 0.6. Hovorí to o tom, že vlastnosti ornice v tomto priestore majú silne difúzny charakter prinajmenšom medzi dvoma skupinami. Ide hlavne o oblasť Vážskeho alúvia a priľahlej pahorkatiny, ktorá nie je výrazne ovplyvnená vylúhovaním karbonátov.

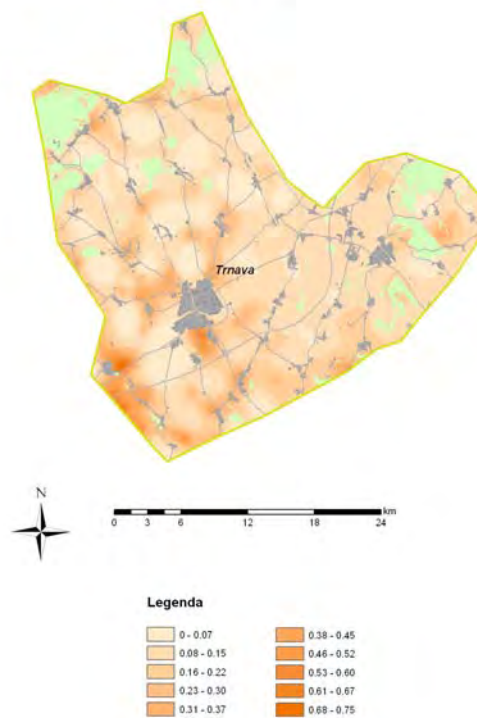
Obr. 3

Priestorová interpolácie MV skupiny A



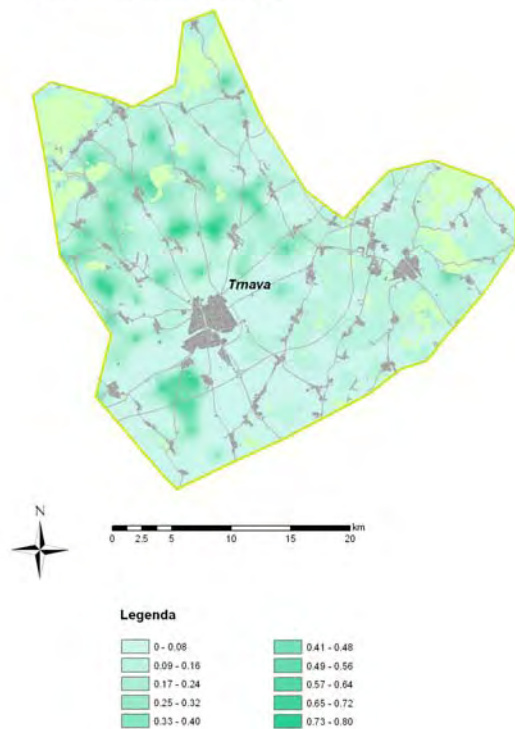
Obr. 4

Priestorová interpolácie MV skupiny B



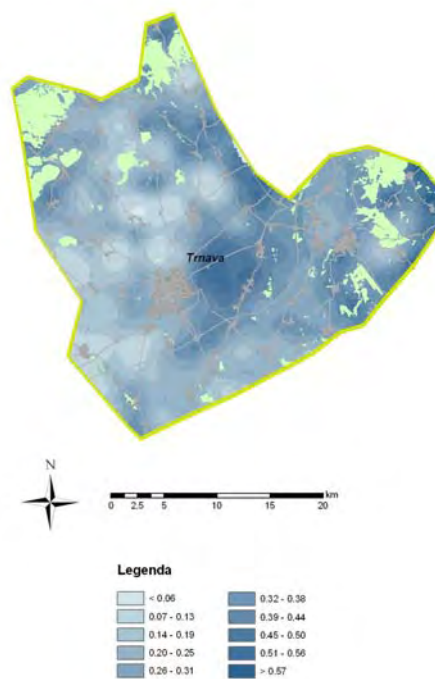
Obr. 5

Priestorová interpolácie MV skupiny C



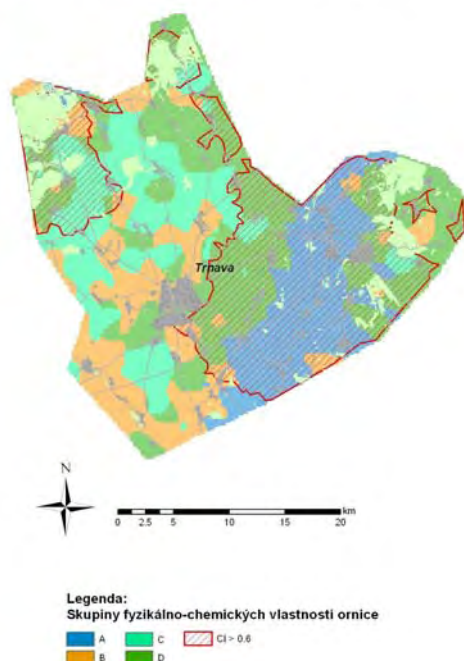
Obr. 6

Priestorová interpolácia MV skupiny D



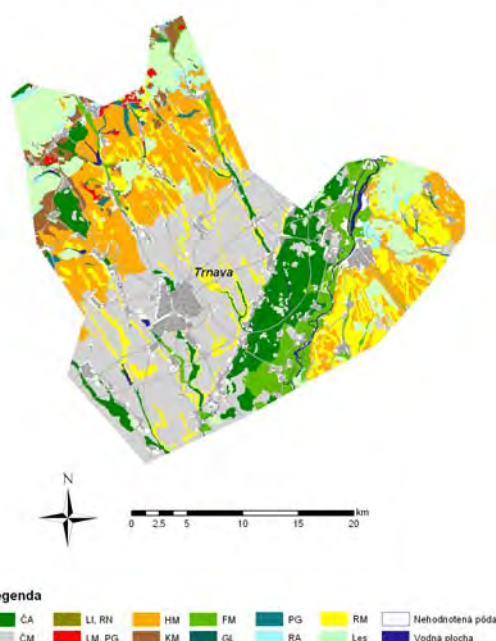
Obr. 7

Defuzifikovaná mapa fyzikálno-chemických vlastností ornice



Obr. 8

Pôdna mapa záujmového územia odvodená z údajov BPEJ



Záver

Výsledkom spojitkej klasifikácie vybraných vlastností ornice v študovanom území je determinácia štyroch klasifikačných skupín. V klasifikačnom priestore možno jednoznačne pozorovať určujúci vplyv karbonátov v profile, ktoré determinujú ostatné chemické vlastnosti pôd. Textúrne zloženie nehrá výraznú úlohu vzhľadom na homogenizáciu ornice vplyvom orby, hoci malé rozdiely vidieť. V geografickom priestore možno potvrdiť zásadný vplyv alúvia Váhu na klasifikáciu vlastností ornice. Na distribúciu skupín B a C pravdepodobne majú vplyv erózne-akumulačné prejavy v pásme hnedozemí a vplyv človeka, čo spôsobuje relatívnu priestorovú aj klasifikačnú diskretnosť. Odhliadnuc od vplyvu erózne-akumulačných procesov a melioračných opatrení (vápnenie) v tomto prípade pravdepodobne zohráva úlohu aj príhorská zonálnosť (Mičian et Bedrna 1964). Vysoká miera difúznosti vlastností bola zistená vo V časti územia v alúviu Váhu a priľahlých oblastiach.

Spojité klasifikácie predstavuje progresívny nástroj k spoločnej koevaluácii pôdnych údajov obsahujúcich viacero jedinečných vlastností. V spojitosti s priestorovými interpolačnými postupmi ponúka možnosti spracovávania a interpretácie mnohorozmerných pôdnych údajov v súčinnosti s podkladmi diaľkového prieskumu zeme, výsledkami modelovania iných sfér zemského povrchu a pod. V našom prípade je tento mentálny postup aplikovaný pokusne na údajovej báze fyzikálno-chemických vlastností ornice, hoci sme si vedomí nedostatkov ako údajovej bázy a snímkovania, tak aj interpretačných limitov. Úmyselne nebol zahrnutý fenomén pôdneho typu, teda prítomnosti ostatných horizontov, a ornica bola klasifikovaná ako zdanlivo izolovaná vrstva pôdy dlhodobo ovplyvňovaná človekom. Napriek tomu sa podľa očakávania vplyv “materskej pôdy” prejavil, spolu s vplyvom silných pôdovtvorných fenoménov (fluviálna činnosť, príhorská zonálnosť, erózne-akumulačný proces).

Literatúra

- BEZDEK, J.C., 1981: Pattern recognition with fuzzy objective function algorithms. Plenum Press, New York, 256 pp.
- BURROUGH, P.A. - MCDONNELL, R.A., 1998: Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, New York.
- BURROUGH, P.A. - VAN GAANS, P.F.M. - HOOTSMANS, R., 1997: Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries. *Geoderma*, 77: p. 115 – 135.
- FIALA, K., 2002: Základné chemické parametre na posúdenie kvality pôd v regióne. Záverečná správa za VE 02. VÚPOP Bratislava, október 2002, 11s. (príloha 13 s.)
- HUTÁR V., 2003: Spatial variability of soil nitrogen content in region Trnava hilly land (case study with regard on anisotropic variation). *Vedecké práce* 25, VÚPOP Bratislava, (in press).
- LINKÉŠ, V. - PESTÚŇ, V. - DŽATKO, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VUPU Bratislava, 106 s.
- MIČIAN. Ľ. - BEDRNA, Z., 1964: Dva druhy výškovej pásmovitosti pôd v strednej Európe so zvláštnym zreteľom na územie Slovenska. *Geogr. Čas.*, 16/1: s. 40 – 51.
- MINASNY, B. - MCBRATNEY, A.B., 2002: FuzMe version 3. Australian Centre for Precision Agriculture, The University of Sidney, NSW 2006.
- TER BRAAK, C.J.K., 1988: CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis. Agricultural Mathematics, Group, Wageningen.

Pokus o hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd – transformácia organických kontaminantov

An Attempt for Extraproductional Soil Functions Assessment - Trasformation of Organic Contaminants

Gabriela BARANČÍKOVÁ - Mikuláš MADARAS

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Reimanova 1, 08 001 Prešov, SR,

e-mail: bar@vupop.sk

Abstrakt

Príspevok prezentuje pokus o hodnotenie transformačnej funkcie pôdy vzhľadom k organickým kontaminantom. Základom hodnotenia je kvantifikácia pôdných procesov, ktoré ovplyvňujú transformáciu organických kontaminantov v pôde. Pre kvantitatívne vyjadrenie „intenzity“ pôdných procesov sa využil nasledovný minimálny súbor indikátorov: množstvo a kvalita pôdnej organickej hmoty, pH, obsah ílu a teplota prostredia. Indikátory boli transformované a normalizované pomocou skórovacích funkcií podľa ich vplyvu na príslušný proces. Bolo vytvorených 5 kategórií schopnosti pôd transformovať organické kontaminanty. Rozmiestnenie jednotlivých kategórií je pre poľnohospodárske pôdy Slovenska znázornené na mape.

Kľúčové slová: funkcie pôdy, organické kontaminanty, pôdne indikátory

Abstract

The paper is presenting an attempt for soil transformation function assessment with aspect to organic contaminants. As an assessment base was served soil processes quantification that influence organic contaminant transformation in soil. For “intensity” of soil processes quantitative expression following minimal indicator set was used: soil organic matter quantity and quality, pH, clay content and environmental temperature. The indicators were transformed and normalized by means of score-functions by their influence on given process. 5 categories were formulated by soil capability to transform organic contaminants. The categories distribution for Slovakian farmland is presented in the map.

Keywords: soil function, organic contaminants, soil indicators

Úvod

Kvalita pôdy vyjadruje schopnosť pôdy zabezpečovať v optimálnom rozsahu všetky pôdne funkcie pri konkrétnom spôsobe jej využitia. Pretože pri odlišných spôsoboch využitia pôdy sú nároky na jednotlivé pôdne vlastnosti a procesy odlišné, nie je možné hovoriť o všeobecnej kvalite pôdy (Karlen a kol. 2001). Hodnotenie kvality pôdy by sa malo teda vzťahovať ku konkrétnemu aktuálnemu alebo zamýšľanému spôsobu využitia pôdy, resp. skupine spôsobov s podobnými nárokmi na pôdne funkcie.

Doposiaľ sa na Slovensku venovala veľká pozornosť hlavne produkčnej funkcii pôdy a až v súčasnom období je snaha hodnotiť kvalitu pôdy komplexne, teda nielen na základe jej produkčných ale aj mimoprodukčných funkcií. Antropocentrický prístup k rozdeleniu funkcií pôdy je uvedený v jednej z našich predchádzajúcich prác (Barančíková a Madaras, 2002). Nakoľko ideálna hodnota pôdnej kvality pre všetky možné spôsoby využitia neexistuje, môžeme hodnotiť len dielčie funkcie pôdy samostatne a skórovacie hodnoty najdôležitejších funkcií môžu byť zahrnuté do indexu pôdnej kvality. Prioritou na našom pracovisku sú predovšetkým ekologické funkcie pôdy, ktoré priamo ovplyvňujú základne pôdne cykly.

Súčasťou vedecko-technického projektu: „Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy“, riešeného na VÚPOP, je aj pokus o hodnotenie a kategorizáciu schopnosti poľnohospodárskych pôd vykonávať šesť vybraných mimoprodukčných ekologických funkcií. Okrem produkcie biomasy sa hodnotenie týka **akumulačnej, filtračnej, pufráčnej, transformačnej a transportnej funkcie**. Všetky tieto pôdne funkcie ovplyvňujú dôležité cykly v pôde – cyklus živín, reguláciu, akumuláciu a retenciu vody, prúdenie vody a transport solí v pôde, ako aj chovanie sa toxických látok v pôde. Hodnotenie a kategorizácia vyššie uvedených mimoprodukčných ekologických funkcií pôdy sa nachádza v záverečnej správe VTP 27 ČÚ 01 (Vilček a kol., 2002).

V tomto príspevku uvádzame ako príklad hodnotenia mimoprodukčnej funkcie pôdy hodnotenie **transformačnej funkcie pôdy vzhľadom k organickým kontaminantom**.

Materiál a metódy

Základom nášho hodnotenia je súhrn všetkých pôdných procesov, ktoré sa týkajú transformácie organických kontaminantov. Celkové skóre funkcie pozostáva z príspevku jednotlivých pôdných procesov, ktoré sa na nej podieľajú, pričom rozdielna dôležitosť procesov je vyjadrená rozdielnymi váhovými koeficientmi. Pre kvantitatívne vyjadrenie „intenzity“ určitého procesu sme použili pôdne parametre, ktoré proces ovplyvňujú.

Väčšina parametrov potrebných na výpočet kategórií je pre danú pôdnu lokalitu pomerne ľahko zistiteľná meraním alebo odhadom, resp. u menej bežných údajov je možné použiť priemerné hodnoty pre jednotlivé skupiny pôd.

Indexy transformačnej schopnosti boli získané spracovaním údajov databázy výberových sond KPP (cca 18 000 položiek). Zo získaného súboru indexov bolo odvodených 5 kategórií s príslušným rozsahom hodnôt indexu, pričom každý rozsah reprezentuje 20%-ný kvantil súboru indexov. Plošná mapa bola vytvorená interpoláciou medzi bodovými hodnotami v prostredí GIS.

Výsledky a diskusia

Vysvetlenie teoretických základov prístupu

Osud akýchkoľvek kontaminantov v pôdnom prostredí je regulovaný: (1) fyzikálno-chemickými vlastnosťami daného kontaminantu, (2) vlastnosťami pôdneho prostredia a (3) klimatickými faktormi. Pri organických kontaminantoch vo všeobecnosti platí, že ich biodegradačná rýchlosť (eliminácia) je pri optimálnych podmienkach životného prostredia kontrolovaná hlavne ich fyzikálno-chemickými vlastnosťami a faktory prostredia vystupujú do popredia pri extrémnejších podmienkach životného prostredia (Fass a kol., 1999). Z uvedeného dôvodu nie je možné hodnotiť osud celej skupiny organických kontaminantov v pôde, nakoľko fyzikálno-chemické vlastnosti jednotlivých zlúčenín sú veľmi rozdielne. Hodnotenie transformačnej funkcie sa v našom prípade týka organických kontaminantov, ktoré spĺňajú tieto podmienky:

- nízka až stredná rozpustnosť vo vode ($s < 1$ g)
- pomalá degradácia, resp. perzistencia ($t_{1/2} = 30 - 365$ dní)
- vysoká až stredná hodnota oktanol-voda rozdeľovacieho koeficientu ($K_{ow} > 1000$)
- vysoká až stredná hodnota rozdeľovacieho koeficientu K_d , resp. K_{oc} ($K_{oc} > 1000$)

Organické kontaminanty, ktoré spĺňajú tieto kritéria, sú: polyaromatické uhľovodíky (PAU), polychlórované bifenyle (PCB) a všetky vyššie halogénované arómaty, z ktorých mnohé sú degradačnými produktmi bežne používaných pesticídov. Všetky tieto zlúčeniny patria medzi vysoko toxické látky a mnohé z nich disponujú mutagénnymi a teratogénnymi účinkami.

Charakteristika transformačnej funkcie

Základnou informáciou pri posudzovaní osudu xenobiotika v pôde je doba zotrvania organického kontaminantu v pôdnom prostredí, resp. možnosť jeho degradácie, pričom sa vo veľkej miere uplatňuje **transformačná** schopnosť pôdy. Táto schopnosť pôdy zahŕňa premenu látok fyzikálnymi, chemickými a biologickými procesmi. Organický kontaminant v pôde môže podľahnúť úplnej mineralizácii alebo čiastočnej degradácii.

V ponímaní nášho hodnotenia je zmyslom transformačnej funkcie pôd vzhľadom k organickým kontaminantom rozklad toxickéj organickej látky na netoxické koncové produkty.

Pôdne indikátory a skórovacie funkcie

Transformácia organických kontaminantov – t.j. ich rozklad na netoxické koncové produkty – sa v pôde uskutočňuje dvoma spôsobmi: **biologickou cestou (biodegradácia)** a **abiotickým** spôsobom. Dominantným spôsobom degradácie je biodegradácia (Parsons, 1988), čo sme zohľadnili formou váhových koeficientov pri súčte príspevkov jednotlivých procesov k celkovému indexu transformácie (biodegradácia – váha 0,66, abiotická transformácia – 0,33). Všeobecná rovnica transformácie bude mať potom tvar:

$$\text{Index transformácie} = 0,66 * \text{Index biotransformácie (IB)} + 0,33 * \text{Index abiotickej transformácie (IAT)}$$

Pri **abiotickej** transformácii, na ktorej sa zúčastňujú abiotické komponenty pôdy, ako sú ílové minerály, oxidy, hydroxidy a organická hmota (Ruggiero, 1999), dochádza k premenám polutantov na aktívnych povrchoch uvedených pôdných komponentov. Pri tomto spôsobe transformácie sú dominantné nasledovné pôdne parametre:

- množstvo organického uhlíka v humusovom horizonte v hmotnostných % – označenie **C**
- kvalita organickej hmoty, indikovaná farebným kvocientom Q^4_6 - **Q**
- množstvo ílu (< 0,001 mm) v hmotnostných % - **I**

Transformácia prebieha najmä v povrchovej vrstve pôdy, preto pri hodnotení neberieme do úvahy hrúbku pôdy, resp. humusového horizontu. Interakcia s organickou hmotou, vzhľadom na väčšiu dôležitosť pri celkovej abiotickej transformácii, je oproti interakcii s ílovými minerálmi zvýhodnená dvojnásobnou váhou:

$$\text{Index abiotickej transformácie [IAT]} = \underbrace{0,66 * F(Q) * F(C)}_{\text{interakcia s organickou hmotou}} + \underbrace{0,33 * F(I)}_{\text{interakcia s ílom}}$$

Pre každý z uvažovaných parametrov (C, Q, I) bola odvodená normalizačná funkcia (F), t.j. vzťah, ktorý hodnotu parametra transformoval do škály 0-1, pričom vyššie hodnoty normalizovanej funkcie znamenajú vo všeobecnosti viac pozitívny vplyv na priebeh procesu. Po dosadení príslušných normalizačných funkcií a po úprave má rovnica tvar:

$$\text{IAT} = 0,66 * (13 * C - Q * C + I)$$

Pre **biotransformáciu** sú podstatné tieto pôdne a environmentálne parametre:

- počet mikroorganizmov – **M**
- reakcia pôdneho prostredia (aktívna - pôda + H₂O) – **pH**
- kvalita organickej hmoty – **Q**
- priemerná teplota pôdy v °C – **T**
- vlhkosť pôdy

Vplyv vlhkosti na biodegradáciu nie je jednoznačný, preto nebudeme tento faktor pri ďalšom riešení uvažovať. S rastúcou teplotou pôdy rastie aj rýchlosť biotransformácie. Kvôli zjednodušeniu namiesto priemernej teploty pôdy dosadzujeme do rovníc priemernú ročnú teplotu vzduchu na príslušnej lokalite. Parameter Q dosadzujeme ako pri abiotickej transformácii. Rovnica pre index biotransformácie je navrhnutá v tvare:

$$\text{Index biotransformácie [IB]} = F(M) * F(pH) * F(Q) * F(T)$$

Pretože počet mikroorganizmov nie je zistiteľný jednoduchým spôsobom, rozhodli sme sa odvodiť ho nepriamo na základe vplyvu iných pôdných parametrov. Počet baktérií v pôde dobre koreluje s obsahom organického uhlíka C_{ox}, pričom určitú úlohu zohráva aj pH pôdy a zrnitosť (zahrnuli sme ich spoločne do parametra X):

$$F(M) = 0,4342 * C_{\text{red}} * X$$

C_{red} – pre C > 2,3 sa dosadzuje 2,3. Hodnota X sa dosadí podľa tabuľky 4.

Tabuľka 1 Hodnoty parametra X (vplyv pH a zrnitostného zloženia na počet baktérií)

pH pôdy	Zrnitostná kategória (< 0,01 mm)				
	< 10 %	10 – 30 %	30 – 45 %	45 – 70 %	> 70 %
pH < 4	0,2	0,4	0,6	0,4	0,2
pH 4 – 5	0,3	0,5	0,7	0,5	0,3
pH 5 – 6	0,4	0,6	0,8	0,6	0,4
pH > 6	0,6	0,8	1,0	0,8	0,6

Výsledná rovnica pre index biotransformácie má tvar:

$$IB = 0,01818 * (pH^2 - 13pH + 26,4) * (Q - 13) * (T + 4,9) * C_{red} * X$$

Celkový index transformácie sa vypočíta podľa rovnice:

$$\text{Index transformácie} = 0,66 * IB + 0,33 * IAT$$

Príslušná kategória schopnosti pôd transformovať organické kontaminanty sa určí podľa nasledujúcej tabuľky:

Tabuľka 2 Určenie kategórie schopnosti pôd transformovať organické kontaminanty

Rozsah indexu transformácie	Kategória schopnosti pôd
0,00 – 27,47	veľmi nízka
27,48 – 32,61	nízka
32,62 – 38,39	stredná
38,40 – 46,35	vysoká
46,36 – 100,00	veľmi vysoká

Mapa transformačnej schopnosti poľnohospodárskych pôd Slovenskej Republiky

Na obr. 1 je znázornené rozmiestnenie jednotlivých kategórií schopnosti poľnohospodárskych pôd Slovenska transformovať organické kontaminanty. Najväčšie plochy pôd s najvyššou transformačnou schopnosťou sú rozšírené na Podunajskej nížine, kde sú viazané na molické pôdy (černozeme na sprašových pahorkatinách, čiernice na alúviách – napr. Váhu). Tieto pôdy majú z hľadiska tejto kategorizácie optimálne vlastnosti, ako je obsah a kvalita organickej hmoty, pH a teplota. Na zaradenie fluvizemí na alúviách nížinných častí väčších tokov do vyšších kategórií transformačnej schopnosti mal tiež významný vplyv zvýšený obsah ílu. Hnedozeme sprašových pahorkatín spadajú prevažne do kategórie s vysokou až strednou transformačnou schopnosťou.

Na Východoslovenskej nížine sa popri niektorých areáloch černozemí významnejšie prejavili textúrne rozdiely. Ílovito-hlinité až ílovité fluvizeme boli kategorizované väčšinou ako pôdy s vysokou (lokálne veľmi vysokou) transformačnou schopnosťou, čím sú zreteľne oddelené od zrnitostne ľahších pôd (nízka až stredná schopnosť transformácie). Na Záhorskej nížine sú vyššie kategórie najmä na aluviálnych pôdach povodia Moravy a Myjavy.

Stredné až vysoké kategórie sú taktiež lokalizované v kotlinách (napr. Turčianska, Liptovská, Hornonitrianska), pričom sa prejavil opäť rozdiel v zrnitosti. V horských oblastiach možno strednú a vyššiu kategóriu transformačnej schopnosti nájsť v pôdach vápencových geologických útvarov (napr. Slovenský Kras), ktoré majú priaznivé pH a vyšší podiel ílu, ale lokálne aj v pôdach vyšších pohorí, ktoré vďaka svojej humóznosti umožňujú vyššiu sorpciu a tým aj transformáciu organických kontaminantov. Kyslé a ľahké pôdy pohorí vonkajšieho flyšového pásma, ako aj pôdy oblasti stredoslovenských neovulkanitov, sú väčšinou v kategórii veľmi nízkej až nízkej transformačnej schopnosti.

Záver

Popri zaužívanom hodnotení produkčnej schopnosti pôd sa prvé pokusy hodnotiť pôdu komplexne, teda nielen na základe jej produkčných, ale i mimoprodukčných funkcií, objavujú na Slovensku až

v posledných rokoch. V našom príspevku uvádzame príklad hodnotenia jednej z mimoprodukčných funkcií pôdy, a to schopnosti pôdy transformovať organické kontaminanty. Základom hodnotenia je kvantifikácia všetkých pôdných procesov, ktoré sa týkajú transformácie organických kontaminantov v pôde.

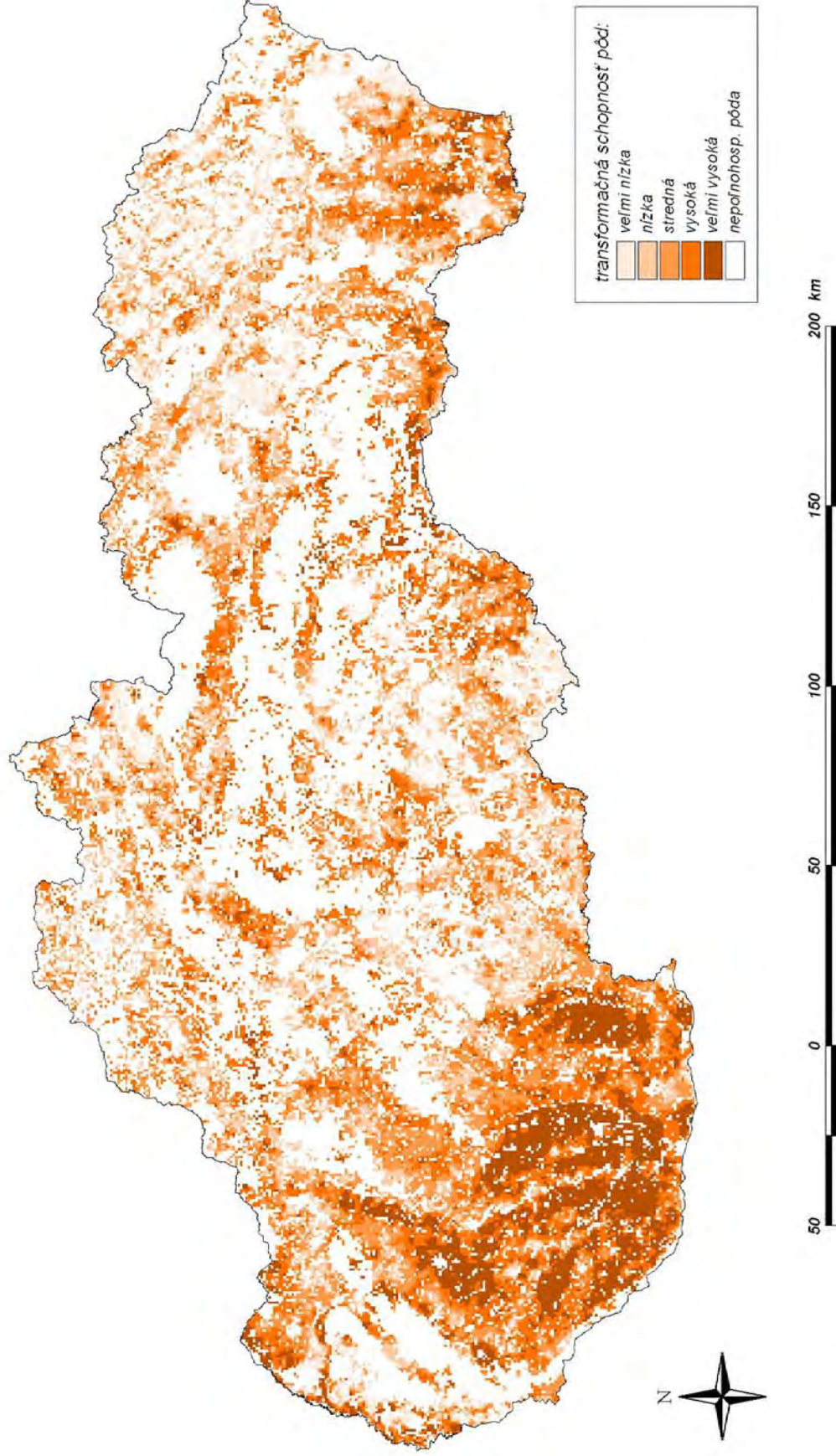
Na základe skórovacích funkcií bol z vybraných pôdných parametrov získaný index hodnotenej pôdnej funkcie a vytvorených 5 kategórií schopnosti pôd transformovať organické kontaminanty. Použitie tohto prístupu ilustruje spracovanie existujúcej pôdnej databázy, ktoré poukazuje na to, že na Slovensku sú pôdy s najväčšou transformačnou schopnosťou vo všeobecnosti rozšírené najmä na nížinách a pôdy s nízkou až veľmi nízkou transformačnou schopnosťou sa najčastejšie nachádzajú vo flyšovom pásme a v oblasti stredoslovenských neovulkanitov.

Literatúra

- BARANČÍKOVÁ, G. - MADARAS, M., 2002: Kvalita pôdy a prístup k hodnoteniu mimoprodukčných funkcií pôdy. In: Pôda-jedna zo základných zložiek životného prostredia. Zborník referátov, Bratislava, 109 – 115.
- FASS, S. - VAUDREY, H. - VOGEL, T.M. - BLOCK J.C., 1999: Factors controlling the biodegradation of chemicals in soils. In: Baveye, Ph., Block, J.C. a Goncharuk, V.V.: Bioavailability of organic xenobiotics in the environment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 93 – 117.
- KARLEN, D.L. - ANDREWS, S.S. - DORAN, J.W., 2001: Soil quality: Current Concepts and Applications. Advanced in Agronomy, vol. 74, 40 s.
- PARSONS, J.R., 1988: Biodegradation of chlorinated aromatics in chemostat cultures. PhD Thesis, University of Amsterdam, s. 9 – 57.
- RUGGIERO, P., 1999: Abiotic transformations of organic xenobiotics in soils: a compounding factor in the assessment of bioavailability. In: Baveye, Ph., Block, J.C. a Goncharuk, V.V.: Bioavailability of organic xenobiotics in the environment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 159 – 205.
- VILČEK, J. - BARANČÍKOVÁ, G. - DŽATKO, M. - HOUŠKOVÁ, B. - ILAVSKÁ, B. - JURÁNI, B. - LAZÚR, R. - MADARAS, M. - TORMA, S., 2002: Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd. VTP 27-07/01, VÚPOP Bratislava, 51 s.

Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa schopnosti transformácie organických polutantov.

Barančíková G., Madaras M.



© Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava

Spracovanie GIS: Skalský R.

Environmentálne aspekty hodnotenia a využívania pôd

Environmental Aspects of Soil Evaluation and Utilization

Radoslav BUJNOVSKÝ

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR,
e-mail: bujnovsky@vupu.sk*

Abstrakt

Degradačné procesy pôdy ovplyvňujú tak formovanie kvality pôdy a zabezpečovanie ekologických funkcií pôdy, ale aj formovanie kvality ostatných zložiek prostredia. Popri degradačných procesoch viaceré socio-ekonomické funkcie sú v konkurenčnom vzťahu s ekologickými tak, že obmedzujú alebo vylučujú ich zabezpečovanie. Degradačné procesy spravidla nie sú identické so zhoršovaním ekologických funkcií pôdy a môžu sa navzájom rôznou mierou ovplyvňovať. Ich význam je daný rozsahom/plochou a časom, potrebným na návrat pôd do „pôvodného“ stavu. Pri hodnotení odolnosti pôd voči degradačným procesom treba pripomenúť, že funkčná závislosť konkrétneho parametra (indikátora) sa mení podľa hodnotenej vlastnosti. Podobne ako v prípade produkčnej funkcie v poľnohospodárstve, negatívny dopad využívania socio-ekonomických funkcií pôdy na kvalitu pôdy a ostatných zložiek životného prostredia nedokážu kompenzovať prínosy zo získaných zdrojov, čo je tiež dôsledkom absencie resp. nedostatočného zohľadňovania negatívnych externalít v oblasti oceňovania. Komplexné hodnotenie a ocenenie pôdy, zahrňujúce všetky funkcie pôdy, je základným východiskom pre zásadný obrat v ochrane prírodných zdrojov, pôdu nevynímajúc.

Kľúčové slová: funkcie pôdy, degradácia pôdy, ochrana zložiek prírodného prostredia

Abstract

Paper is focused on environmental aspects of soil evaluation and utilisation. Soil degradation processes influence as soil quality and provision of soil ecological functions as well as quality of other environmental constituents. Besides degradation processes many socio-economic functions are in competitive relationship with the ecological ones in that manner that limit or exclude their provision. Regularly, soil degradation processes are not identical with worsening of soil ecological functions and can be mutually influenced. Their significance is given by the extent/area and time that is necessary for soil reversibility into “original” status. At evaluation of resistance of soils against degradation processes is necessary to mention that type of functional dependence for selected parameter is changing with regard to evaluated soil property. Similarly as in the case of production function in agriculture, negative impact of socio-economic soil functions on quality of soil and other environment constituents can not compensate benefits from obtained sources, that is also consequence of absence or insufficient consideration of negative externalities in valuation area. Complex evaluation and valuation of soil, inclusive all soil functions, represents basic starting point for cardinal switch in natural resources preservation, soil not excluding.

Keywords: soil functions, soil degradation, environment segments preservation

Úvod

Viera ľuďstva v "nedostatok pre všetkých" a plytvanie zdrojmi vedie k jeho globálnym problémom, ktoré zahrňujú aj problémy súvisiace so zhoršovaním kvality zložiek životného prostredia a kvality života vôbec. Pôda, ako zložka prírodného prostredia, vytvára základné podmienky pre

väčšinu ľudských aktivít. Napriek tomu spoločnosť paradoxne vníma pôdu stále ako okrajový problém, v porovnaní s problémami globálnych zmien klímy a otepľovania ovzdušia, ozónovej diery, nedostatku (sucho) resp. nadbytku (záplavy) vody v krajine, ako aj likvidácie resp. zneškodňovania odpadov. Procesy degradácie pôdy významne ovplyvňujú formovanie kvality pôdy, ako aj poškodzovanie ďalších zložiek životného prostredia, čo sa prejavuje napr. skleníkovým efektom, eutrofizáciou povrchových vôd, poklesom biodiverzity prostredia a pod. Pochopenie vzájomných súvislostí medzi pôdou a ostatnými prírodnými zdrojmi predstavuje významný krok k zmene postoja k pôde a iniciácii účinných nápravných opatrení.

1. *Ovplyvnenie ekologických funkcií pôdy degradačnými procesmi*

Kvalita pôdy predstavuje relatívne nový koncept, ktorý považuje pôdu za významný prírodný zdroj. Tento zdroj vytvára podmienky pre produkciu biomasy, zabezpečuje kolobeh a premenu látok a energie a v rámci socio-ekonomických funkcií vytvára priestor pre ľudské aktivity, slúži ako zdroj surovín a uchováva kultúrne dedičstvo (napr. Bedrna, 2002; Bujnovský, Juráni, 1999; Lal, 1997). Rozhodujúca časť pôdy je využívaná v poľnohospodárskom a lesnom sektore. V podmienkach Slovenska to predstavuje približne 90 % rozlohy územia.

Produkcia biomasy je spojená s formovaním socio-ekonomických podmienok užívateľov resp. vlastníkov pôdy. Podobne ako v prípade viacerých socio-ekonomických funkcií, jej využívanie má spravidla negatívny vplyv na kvalitu pôdy, čo potvrdzujú viacerí autori (napr. Anonym, 2002; Collective, 2000; Greenland, Szabolcs, 1994). V tejto súvislosti treba zdôrazniť, že prioritizácia a oceňovanie len produkčnej schopnosti pôdy viedlo k negatívnym dôsledkom, ktorých dopad na kvalitu životného prostredia a spoločnosť nedokážu kompenzovať prínosy zo získanej produkcie.

Socio-ekonomické funkcie pôdy zabezpečujú uspokojovanie potrieb ľudí v oblasti budovania sídlisk, infraštruktúry, priemyslu a skládok odpadu, športových a rekreačných aktivít, ťažby surovín a uchovávaní kultúrneho dedičstva (estetický ráz krajiny, uchovávanie paleontologických a archeologických artefaktov). Viaceré z nich (budovanie sídlisk, priemyslu, infraštruktúry, skládok odpadu, ťažba surovín) sú v konkurenčnom vzťahu s ekologickými tak, že obmedzujú alebo vylučujú ich zabezpečovanie (viď tabuľku 1). Podobne ako v prípade produkčnej funkcie, negatívny dopad využívania týchto funkcií na kvalitu pôdy a zložiek životného prostredia nedokážu kompenzovať prínosy zo získaných zdrojov, čo je tiež dôsledkom absencie resp. nedostatočného zohľadňovania negatívnych externalít v oblasti oceňovania.

Tabuľka 1 Vzťah ekologických a socio-ekonomických funkcií

Socio-ekonomické funkcie	Ekologické funkcie					
	Produkcia biomasy	Transport vody/látok	Filtrácia a akumulácia látok	Premena látok	Odolnosť voči zmenám	Prostredie pre organizmy, génová rezerva
Priestor pre budovanie sídlisk, infraštruktúry	–	–	+/-	–	–	–
Priestor pre budovanie priemyslu	–	–	+/-	–	–	–
Priestor pre budovanie skládok odpadov	–	–	+/-	–	–	–
Zdroj surovín	–	+/-	–	–	–	–
Priestor pre športové a rekreačné aktivity	+	+	+	+	+	+
Tvorba estetickej hodnoty krajiny	+	+	+	+	+	+
Uchovávanie archeol. a paleontol. artefaktov	+	+	+	+	+	+

Regulačné funkcie pôdy zabezpečujú kolobeh a premenu látok a energie v prírode, ako aj stabilitu týchto procesov v systéme daného prostredia. Ich fungovanie vyplýva z prirodzených vlastností pôdy resp. prostredia, ktoré z hľadiska zabezpečovania stability ekosystému nie sú dosiaľ dostatočne ocenené resp. ich ocenenie absentuje.

Antropické využívanie pôdy sa spravidla spája s jej degradáciou. Rôzny vplyv degradačných procesov na ekologické funkcie pôdy ilustruje Tabuľka 2. Pochopiteľne, pre hodnotenie kvality pôdy sa využívajú vlastnosti pôdy, ktoré sú v protiklade k degradačným javom (napr. odolnosť voči erózii pôdy, okysľovaniu a pod.) a zriedka sú identické s jednotlivými funkciami (napr. Karlen, Stott, 1994; Bujnovský, Juráni, 1999).

Tabuľka 2 Význam degradačných procesov z hľadiska zabezpečovania ekologických funkcií pôdy

Degradačný proces	Ekologická funkcia					
	Produkcia Biomasy	Transport vody/látok	Filtrácia – akumulácia látok	Odolnosť voči zmenám	Premena látok	Prostredie pre organizmy, gén. rezerva
Vodná erózia	M – S	M	M	V	S – V	S – V
Veterná erózia	M	M	M	M	M	M
Zhoršovanie štruktúry	S – V	V	S	S	S	V
Zhutňovanie pôdy	S – V	V	S	S	S	V
Úbytok pôdnej org. hmoty	M – V	V	V	V	M – S	S – V
Zasoľovanie	S – V	M ¹	S	V	V	V
Okysľovanie	M – V	M ²	M – S	S	M	S
Úbytok živín	S – V	M	M	M – V	M – S	M – S
Znečisťovanie pôdy	M – S	M	M ³	M – S	M – S	S – V
Biologická degradácia	M – S	M	M	S	S	N ⁴

Stupeň významu: N – nevýznamný, M – malý, S – stredný, V – veľký význam

Poznámky: 1 – spôsob transportu vody skôr ovplyvňuje transport solí a ich akumuláciu/zasoľovanie
2 – zvýšený transport vody je skôr príčinou vyplavovania živín z pôdy a tým aj jej okysľovania
3 – znečisťovanie pôdy je ovplyvňované filtračnou funkciou
4 – biologická degradácia je skôr odrazom tejto funkcie

Stručnú diskusiu k tabuľke možno zhrnúť do nasledovných bodov:

- Veterná erózia má menší potenciálny vplyv na zabezpečovanie ekologických funkcií pôdy než vodná erózia pôdy, ktorá významnejšie ovplyvňuje produkčnú funkciu, pufracnú a transformačnú funkciu, ako aj prostredie pre organizmy. Treba zdôrazniť, že erózia pôdy nepredstavuje len aspekt nenávratnej straty pôdy, ale vo veľkom počte prípadov aj aspekt akumulácie erodovanej pôdy v inej časti honu alebo územia. Z tohoto pohľadu je vhodné hovoriť o redistribúcii pôdy (Pennock, 1997), ktorá má tak negatívny ako aj pozitívny vplyv na pôdu.
- Úbytok pôdnej organickej hmoty, zhoršovanie štruktúry a zhutňovanie pôdy majú významný vplyv na zabezpečovanie ekologických funkcií.
- Na základe reverzibility procesov možno uvažovať, že zasoľovanie pôdy má väčší dopad na ekologické funkcie pôdy, než jej okysľovanie. Vplyv oboch procesov významne ovplyvňuje viacerých funkcií.
- Výčerpávanie pôdy (úbytok živín) a znečisťovanie pôdy najviac postihuje produkčnú funkciu a do určitej miery aj pufracnú a transformačnú funkciu pôdy, ako aj tvorbu životných podmienok prostredia pre pôdne organizmy.
- Biologická degradácia pôdy môže ovplyvniť predovšetkým pufracnú a transformačnú funkciu.

Komplexnosť hodnotenia degradácie pôdy dopĺňa vymedzenie vzájomného vzťahu jednotlivých degradačných procesov (tabuľka 3).

Tabuľka 3 Vzájomné vzťahy medzi degradačnými procesmi pôdy

Degradačný proces		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Vodná erózia (1)	↔	•	N/M	M	M/S	S	N	M/S	M/S	N/M	M
Veterná erózia (2)		N/M	•	N/M	N/M	N/M	N	N/M	N/M	N/M	N/M
Zhutňovanie (3)		M/S	S/V	•	N ^a	N/M ^a	N ^a	N/M	M/S	N/M	V
Zhoršovanie štruktúry (4)		M	M/S	S/V	•	N ^b	N ^b	N ^b	M	N	M/S
Úbytok pôdnej org. hmoty (5)		N ^c	N ^c	V	V	•	N	M/S	M/S	M/S	M/V
Zasolovanie (6)		N	N	M	M/S	N	•	N ^d	N/M	N/M	M/S
Okysľovanie (7)		N	N	M	M	N	N ^e	•	M	M/S	S/V
Úbytok živín (8)		N ^f	N ^f	N	N/M	N ^f	N	S/V	•	M/S	M/S
Znečisťovanie pôdy (9)		–	–	–	–	–	–	–	–	•	M/V
Biologická degradácia (10)		N ^(g)	N ^(g)	N ^g	N ^g	N ^g	N ^g	N ^g	N ^g	N ^g	•

Stupeň významu: N – nevýznamný, M – malý, S – stredný, V – veľký význam

Poznámky: a – zhutňovanie pôdy je skôr dôsledkom zhoršovania štruktúry pôdy, úbytku pôdnej organickej hmoty príp. zasolovania pôdy

b – zhoršovanie štruktúry pôdy je skôr ovplyvnené úbytkom pôdnej organickej hmoty, zasolovaním pôdy prípadne okysľovaním pôdy

c – úbytok pôdnej organickej hmoty je skôr dôsledkom erózie pôdy

d – proces zasolovania vylučuje prítomnosť okysľovania

e – proces okysľovania vylučuje prítomnosť zasolovania

f – úbytok živín je skôr dôsledkom erózie pôdy a úbytku pôdnej organickej hmoty

g – biologická degradácia je skôr ovplyvňovaná relevantnými degradačnými procesmi

Poznámky k tabuľke sumarizuje nasledovný text:

- Vodná erózia pôdy je predovšetkým funkciou svahovitosti, rastlinného pokryvu a intenzity resp. trvania zrážok. Hoci jej dopad sa často dáva do vzťahu so znižovaním produktivity pôdy prípadne znečisťovaním vodných zdrojov, významne ovplyvňuje straty pôdnej organickej pôdy a tým aj náchylnosť pôdy na zhutnenie a zhoršenie štruktúrneho stavu pôdy, straty živín a môže ovplyvniť tiež pôdnu reakciu a životné podmienky organizmov.
- Veterná erózia pôdy je funkciou rastlinného pokryvu pôdy, zrnitosti pôdy, intenzity vetra ako aj vlhkosti pôdy a môže do určitej miery iniciovať alebo podporovať iné degradačné procesy pôdy.
- Úbytok pôdnej organickej hmoty (humusu) ovplyvňuje predovšetkým využívanie krajiny (odlesňovanie, zmena trvalých trávnych porastov na ornú/kultivovanú pôdu), intenzita obrábania pôdy a nedostatočný prísun organickej hmoty (Robert, 2001). V rámci ornej pôdy možno skôr uvažovať s udržiavaním existujúceho stavu než so zvyšovaním obsahu a kvality organickej hmoty pôdy. Reálne a dlhodobé zvýšenie obsahu pôdnej organickej hmoty možno predpokladať v pôde po zmene hospodárenia (orná pôda → trvalé trávne porasty, trvalé trávne porasty → lesný porast). Úbytok pôdnej organickej hmoty priamo ovplyvňuje náchylnosť pôdy na zhoršenie štruktúry, zhutnenie, okysľovanie, biologickú degradáciu, ako aj vyčerpávanie živín (napr. Baldock, Nelson, 2000). Úbytok pôdnej organickej hmoty vo všeobecnosti prispieva k zvyšovaniu mobility perzistentných polutantov.
- Zhutňovanie pôdy a zhoršovanie štruktúry pôdy je okrem úbytku organickej hmoty pôdy významne podporované aj nevhodným resp. nadbytočným používaním poľnohospodárskej techniky (napr. Håkanson, Voorheers, 1998; Kay, Angers, 2000).
- Zasolovanie pôdy má tak prirodzený, ako aj antropický pôvod. Okysľovanie pôdy predstavuje opačne orientovaný degradačný proces a popri kyslých zrážkach a fyziologicky kyslých hnojivách je podporovaný aj úbytkom pôdnej organickej hmoty. Uvedené vzájomne vylučujúce sa procesy, zvyčajne dávané do súvisu s rastom rastlín a príjmom živín, významne ovplyvňujú mobilitu perzistentných polutantov a podmienky pre pôdnu biotu.
- Úbytok živín (vyčerpávanie pôdy) je spôsobovaný tak produktívnym odberom živín úrodou, ako aj neproduktívnymi stratami (povrchový zmyv, vodná erózia, vyplavovanie živín) a častejšie sa dáva do súvisu s poklesom produktivity pôdy, než so zabezpečovaním regulačných funkcií pôdy (napr. Lal, 1997; Isherwood, 2000). Úbytok/strata živín môže ovplyvniť pôdnu reakciu, mobilitu polutantov a životné podmienky pôdnej bioty.

- Za zdroje antropického znečistenia pôdy sa považuje aplikácia fosforečných hnojív a kalov z ČOV na pôdu, prípadne atmosferický spád. Silne znečistené pôdy bezprostredne ovplyvňujú pôdnu biotu, čo viac-menej spôsobujú všetky vyššie uvedené degradačné procesy.

V súlade s Lalom (1997), význam uvedených procesov degradácie pôdy je daný ich rozsahom a reverzibilitou. Podľa klesajúceho rozsahu, v rámci poľnohospodárskych pôd Slovenska, možno uvažovať s nasledovným poradím: úbytok pôdnej organickej hmoty > vodná erózia > zhoršovanie štruktúry pôdy/zhutňovanie pôdy > okysľovanie > biologická degradácia > úbytok/strata živín > znečisťovanie > veterná erózia > zasoľovanie. Podľa rastúcej reverzibility možno uvažovať nasledovné poradie: úbytok pôdnej organickej hmoty < znečisťovanie a zasoľovanie pôdy < zhoršovanie štruktúry pôdy a zhutňovanie pôdy < vodná a veterná erózia < okysľovanie a vyčerpávanie živín < biologická degradácia. Vratnosť degradačných procesov je tiež funkciou klímy a času, ktoré sú potrebné na návrat pôdy do „pôvodného“ stavu. Čas potrebný na elimináciu nízkeho obsahu pôdnej organickej hmoty, vysokého obsahu solí alebo polutantov, môže presiahnuť interval ľudského života.

Hodnotenie odolnosti pôdy voči degradačným procesom je jeden z nepriamych spôsobov vyjadrenia kvality pôdy (napr. Bujnovský, Juráni, 1999; Bedrna, 2002). Váha/význam jednotlivých parametrov/indikátorov môže byť rozdielna pri hodnotení danej funkcie, pričom jednotlivé funkcie sa môžu odlišovať v zastúpení indikátorov hodnotenia (napr. Bujnovský, Juráni, 1999; Karlen, Stott, 1994). Pri hodnotení pôdy možno využívať tzv. hodnotiace funkcie (viď nižšie). Tabuľka 4 sumarizuje rozdiely pri použití hodnotiacich funkcií v rámci toho istého parametra pri hodnotení rozdielnych degradačných procesov. Z tabuľky vyplýva, že k najvýznamnejším parametrom použitého súboru patria obsah ílu (zrinitosť pôdy), obsah pôdnej organickej hmoty vrátane jej kvality, objemová hmotnosť ako určitá reflexia štruktúry pôdy a pórovitosti. K menej významným parametrom pôdy, ktoré prispievajú k tvorbe odolnosti pôdy voči degradácii sa zaraďujú pôdna reakcia, obsah živín a mikrobiálna biomasa a aktivita.

Tabuľka 4 Rozdiely v použití hodnotiacich funkcií pri hodnotení odolnosti pôdy voči degradácii

Parameter pôdy	Degradačný proces									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Obsah ílu	↗	↗	↘	↪	↗	–	↗	↗	↗	↪
Obsah a kvalita pôdnej org. hmoty	↗	↗	↗	↪	↗	–	↗	↪	↗	↪
Objemová hmotnosť	↪	↗	↘	↪	↗	–	–	↪	–	↪
pH	–	–	–	↪	–	↘	↗	↪	↗ – ↪	↪
Obsah živín	–	–	–	↪	↘	↪ ^a	↗	↗	↗	↪
Obsah pollutantov	–	–	–	–	–	–	–	–	↘	↘
Biomasa a aktivita mikroorganizmov	–	–	–	–	↘	–	–	↪	↗	↗
Mikrobiálna diverzita	–	–	–	–	↘	–	(↗)	↪	↗	↗

Skórovacie funkcie: ↗ viac je lepšie, ↘ menej je lepšie, ↪ optimálne rozpätie, ↪ nežiadúce rozpätie

Degradačné procesy: 1 – 10 ako v tab. 2

Poznámka: a – zvyšovanie obsahu živín v pôde (sorpčnom komplexe pôdy) len čiastočne ovplyvňuje formovanie odolnosti pôdy voči zasoľovaniu, pričom vysoký vstup živín v priemyselných hnojivách môže podporovať vstup solí do pôdy a zasoľovanie pôdy

2. Vplyv pestovateľských opatrení na degradáciu pôdy a jej vplyv na ostatné zložky prostredia

Ako bolo spomenuté, poľnohospodárske využívanie pôd je spojené s degradáciou pôdy ako aj s poškodzovaním ostatných zložiek životného prostredia, čo dokumentujú viaceré literárne zdroje a dokumenty (napr. Sims, 1990; Bielek, 1999; Collective, 1999; Collective, 2000; Anonym, 2001; Robert, 2001; Bielek, 2002). K hlavným faktorom, ktoré urýchľujú procesy degradácie pôdy v rámci poľnohospodárskej pôdy patria využitie pôdy, manažment pôdy a plodín. Z ďalších faktorov treba spomenúť atmosférický spád ovplyvňujúci zmeny v pôdnej reakcii prípadne znečistenie pôdy. Vplyv rôznych pestovateľských opatrení na vznik a vývoj degradačných procesov pôdy a ich dopad na ďalšie zložky prostredia ilustruje tabuľka 5.

Tabuľka 5 Vplyv pestovateľských opatrení na degradáciu pôdy a ostatných zložiek prostredia

Pestovateľské opatrenie	Kvalita pôdy	Kvalita vodných zdrojov	Kvalita ovzdušia	Biodiverzita prostredia
Využívanie pôdy - podiel TTP	V	V	S – V	V
Štruktúra osevu na ornej pôde	S – V	S – V	S	S – V
Obrábanie pôdy	V	V	V	S – V
Systém pestovania plodín	S	S	S	S – V
Manažment priemyselných hnojív	S	S – V	V	V
Manažment organických hnojív	S – V	S – V	V	V
Systém ochrany rastlín	S	S – V	M – S	V
Manažment v oblasti zavlažovania	S	M – S	M	M – S

Vplyv: M – malý, S – stredný, V – veľký

Vplyv degradácie pôdy na znečisťovanie ovzdušia, vodných zdrojov a pokles biodiverzity prostredia sumarizuje tabuľka 6.

Tabuľka 6 Vplyv degradačných procesov pôdy na kvalitu iných zložiek prostredia

Degradačný proces pôdy	Kvalita ovzdušia	Kvalita vodných zdrojov	Biodiverzita prostredia
Vodná erózia	–	S	S
Veterná erózia	–/M	–	–/M
Zhoršovanie štruktúry	–	M/S	M/S
Zhutňovanie pôdy	–	–	M/S
Úbytok pôdnej organickej hmoty	S/V	M	M/S
Zasolovanie	–	S/V	V
Okysľovanie	– ¹	M	S/V
Úbytok živín	M/V	M/V	M/V
Znečisťovanie pôdy	M	M/V	M/V
Biologická degradácia	–/M	–/M	V

Vplyv: M – malý, S – stredný, V – veľký

Poznámky: ¹ – kvalita ovzdušia ovplyvňuje okysľovanie pôdy kyslími zrážkami

Ako vyplýva z tabuľky, kvalita ovzdušia je významnejšie ovplyvňovaná úbytkom pôdnej organickej hmoty a živín. Zhoršovanie kvality vodných zdrojov možno očakávať v prípade pôd so zhoršenou štruktúrou, zasolených pôd, pôd kde dochádza k stratám živín a zo znečistených pôd. Na biodiverzitu prostredia významnejšie vplýva väčšina degradačných procesov pôdy.

Záver

Trvalo udržateľné využívanie pôdy a ostatných zložiek prírodného prostredia je výzvou pre komplexnosť hodnotenia kvality pôdy v kontexte s ostatnými zložkami prostredia. Potreba zosúladenia poľnohospodárskeho spôsobu využívania pôdy s požiadavkami na ochranu pôdy a ostatných zložiek prostredia sa postupne stáva súčasťou Európskej poľnohospodárskej politiky (CAP), pričom základným východiskom pri hodnotení hospodárenia na pôde je tzv. správna poľnohospodárska prax. Jeho účinnosť sa overuje súborom indikátorov, ktoré sú v štádiu vývoja a prehodnocovania.

Negatívny dopad využívania socio-ekonomických funkcií pôdy na kvalitu pôdy a ostatných zložiek životného prostredia, podobne ako v prípade produkčnej funkcie, nedokážu kompenzovať prínosy zo získaných zdrojov, čo je tiež dôsledkom absencie resp. nedostatočného zohľadňovania negatívnych externalít v oblasti oceňovania. Komplexné hodnotenie a ocenenie pôdy, zahrňujúce všetky funkcie pôdy, je základným východiskom pre zásadný obrat v ochrane prírodných zdrojov, pôdu nevynímajúc.

Literatúra

- ANONYM: On the sixth environment action programme of the European Community "Environment 2010: Our future, our choice". Commission of the European Communities, Brussels, 2001, 81 p.
- ANONYM: Towards a Thematic strategy for soil protection. Commission of the European Communities, Brussels, 2002, 35 p.
- BALDOCK, J.A. - NELSON, P.N.: Soil organic matter. In: Sumner, M.E. (ed), Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, 2000, B25 – B84.
- BEDRNA, Z.: Environmentálne pôdoznalectvo. Veda SAV, Bratislava, 2002, 352 s.
- BIELEK, P.: Soil degradation in Slovakia. ECCS Newsletter 1999, No. 3&4, 3 – 30.
- BIELEK, P.: Some external ecological affects of soils. In: Rubio, J. et al. (eds.), Man and soil at the third millenium. Proc. of ECCS. Geoforma Ediciones, Logrono, 2002, 177 – 186.
- BUJNOVSKÝ, R. - JURÁNI, B.: Kvalita pôdy - jej vymedzenie a hodnotenie. VÚPOP, Bratislava, 42 s.
- COLLECTIVE: Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. Environmental issue series No. 16. EEA, Copenhagen, 2000, 32 p.
- COLLECTIVE: Environment in the European Union at the turn of the century. Environmental assesment report No. 2. EEA, Copenhagen, 1999, 446 p.
- GREENLAND, D.J. - SZABOLCS, I. (eds.): Soil resilience and sustainable use. Proc. of Int Symp. CAB International, Wallingford, 1994, 561 p.
- HÅKANSON, I. - VOORHEERS, W.B.: Soil compaction. In: Lal, R., Blum, W.H., Valentine, C., Stewart, B.A. (eds.), Methods for assessment of soil degradation. CRC Press, Boca Raton, 1998, 167 – 179.
- ISHERWOOD, K.F.: Fertilizer use and the environment. IIFIA, Paris, 2000, 51 p.
- KARLEN, D.L - STOTT, D.E.: A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (eds.), Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. No. 35, SSSA, Madison, WI, 1994, 53 – 72.
- KAY, B.D. - ANGERS, D.A.: Soil structure. In: Sumner, M.E. (ed), Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, 2000, A229 – A276.
- LAL, R.: Degradation and resilience of soils. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 352, 1997, 997 – 1010.
- PENNOCK, D.J.: Effects of soil redistribution on soil quality: Pedon, landscape, and regional scales. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (eds.), Soil quality for crop production and ecosystem health. Developments in Soil Sci. 25. Elsevier, Amsterdam, 1997, 167 – 185.
- ROBERT, M.: Soil carbon sequestration for improved land management. World Soil Resources Report No. 96. FAO UN, Rome, 2001, 60 p.
- SIMS, G.K.: Biological degradation of soil. In: Lal, R., Stewart, B.A. (eds.), Soil degradation. Advances in Soil Sci. Vol. 11. Springer, New York, 1990, 289 – 330.

Erodatelnost půdy větrem na pozemcích ŠZP Žabčice

Soil Erodibility by Wind in Žabčice Location

Jana DUFKOVÁ¹⁾ - František TOMAN²⁾

¹⁾Ústav krajinné ekologie, MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika,
e-mail: janadufkova@email.cz

²⁾Ústav krajinné ekologie, MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika,
e-mail: tomanf@mendelu.cz

Abstrakt

Přírodní faktory prostředí vyvolávající větrnou erozi (vzájemné působení větru, vlhkosti půdy a obsahu neerodovatelných částic v půdě) vyjadřují ohroženost půdy větrnou erozí, označovanou termínem erodovatelnost. Erodatelnost půdy větrem byla sledována v podmínkách katastrálního území Žabčice během měsíců březen až listopad 2002. Z celkového hodnocení vyplývá, že daná lokalita je ohrožena větrnou erozí především v jarním období, kdy odnos půdy větrem představuje až 22 kg.ha⁻¹. V ostatních sledovaných měsících nebylo zjištěno výraznějších ztrát půdy, vzhledem k maximálnímu přípustnému množství odnosu, jež činí 14 kg.ha⁻¹.

Klíčová slova: větrná eroze, erodovatelnost půdy větrem, neerodovatelné částice, poměrná vlhkost, rychlost větru

Abstract

Environmental factors, which cause wind erosion (mutual action of wind, soil humidity, and content of non-erodible particles in soil) express the threat of soil by wind erosion, which is also known as erodibility. The soil erodibility by wind was studied in the conditions of cadastral area Žabčice during the months March to November 2002. There were found out some conclusions from the general assessment - the study locality is threatened by wind erosion, above all, in the spring, when the loss of soil by wind is 22 kg.ha⁻¹. All the other study months do not show stronger soil losses, compared with the maximal tolerable amount of soil loss, which is 14 kg.ha⁻¹.

Keywords: wind erosion, erodibility of soil by wind, non-erodible particles, proportional humidity, wind speed

Úvod

Cílem této práce je pomocí polního experimentu, stanovit erodovatelnost půdy větrem v katastrálním území Žabčice. Podle Janečka (1997) patří tento katastr, z hlediska ohrožení větrnou erozí, k silně ohroženým. Nutno ale uvážit, že v případě zastoupení odlišných kategorií ohroženosti půd erozí v rámci jednoho katastru, průměrné hodnoty tuto skutečnost nezachycují a může se stát, že katastr, který není v průměru hodnocen jako ohrožený, by mohl být v těchto případech v některé jeho části ohrožen potenciálně.

Materiál a metody

1. Charakteristika zájmového území

Polní experiment probíhal na pozemcích Školního zemědělského podniku (ŠZP) Žabčice, jenž je součástí Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity (MZLU) v Brně. ŠZP Žabčice leží v Jihomoravském kraji (49° 01' s.š., 16° 37' v. d., 179 m n. m.) a hospodaří ve dvou dnes již bývalých okresech Brno – venkov a Břeclav.

Půdy kolem Svatky klasifikujeme jako fluvizemě glejové na nivních bezkarbonátových sedimentech. Většina pozemků je charakterizována dvěma kódy BPEJ a to 0.56.00 a 0.59.00. Veškeré rozborů půdy potřebné pro stanovení její erodovatelnosti větrem byly zpracovány pro kód BPEJ 0.59.00, který na daném území téměř zcela převažuje.

Klima v oblasti pracoviště Žabčice není pro zemědělskou výrobu zvlášť příznivé. Statek leží v jihomoravské suché oblasti s typickým vnitrozemským klimatem s průměrnými ročními srážkami 450 – 550 mm a průměrnou roční teplotou 9,3 °C. Podrobnější klimatickou a agroklimatickou charakteristiku oblasti Žabčic zpracovali Rožnovský a Svoboda (1995).

2. Erodovatelnost půdy větrem

Přírodní faktory prostředí vyvolávající větrnou erozi (vzájemné působení větru, vlhkosti půdy a obsahu neerodovatelných částic v půdě) vyjadřují ohroženost půdy větrnou erozí, označovanou termínem erodovatelnost. Erodovatelnost není statická, ale mění se podle stavu vlhkosti půdy. K posouzení erodovatelnosti půdy je možno použít vztahu (Pasák, 1967):

$$E = 22,02 - 0,72P - 1,69V + 2,64R, \quad (1)$$

kde E = erodovatelnost půdy větrem ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$),

P = obsah neerodovatelných částic v půdě (%),

V = poměrná vlhkost půdy (%),

R = rychlost větru při povrchu půdy ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

Maximální přípustné množství odnosu, tj. průměrný odnos půdy při 60 % zastoupení půdních částic větších než 0,8 mm, se rovná u našich půd $1,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, tj. $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Pasák, 1970). Velikost přípustné ztráty půdy vychází jednak z požadavku udržení úrodnosti půdy na stálé výši, jednak z požadavku, aby nebyly poškozovány erozí zejména mladé rostlinky odhalováním kořínků nebo poškozováním stonků saltujícími půdními částicemi.

2.1. Struktura půdy

Zastoupení neerodovatelných částic v půdě je považováno za rozhodující kritérium erodovatelnosti půdy větrem. Neerodovatelné částice v půdě jsou zjišťovány agregátovou analýzou proséváním průměrného na vzduchu vyschlého vzorku půdy z povrchové vrstvy sítím o velikosti ok 0,8 mm. Za povrch půdy se považuje hraniční vrstva mezi horní úrovní půdního prostředí nebo výsypkových materiálů a atmosférou (Poleno, 1995). Vážením celkového množství vzorku půdy a množství vzorku na sítu po prosetí, vypočteme obsah neerodovatelných částic v procentech (2). Půdy obsahující větší množství neerodovatelných částic než 60 % můžeme pokládat za erozně stálé – odolávající odnosu půdních částic větrem (Pasák, 1970).

$$P = \frac{p}{c} \times 100, \quad (2)$$

kde P = obsah neerodovatelných částic v půdě (%),

p = hmotnost vzorku po prosetí sítím o velikosti ok 0,8 mm (g),

c = hmotnost vzorku na vzduchu vyschlého před prosetím (g).

2.2. Vlhkost půdy

Půdní vlhkost ovlivňuje erodovatelnost půdy jednak přímo tím, že působí odolnost kohezní silou mezi částicemi, jednak nepřímo ovlivňováním hrudovitosti a tvorbou povrchového škraloupu. Proto také nastává největší odnášení půdních částic u půd suchých, rovných, hladkých a jemně prašných. Čím častěji je povrch půdy ovlhčován a čím častěji a prudčeji vysychá, tím více nastává tvorba druhotných agregátů a povrchové kůry a tím méně půda podléhá větrné erozi.

Poměrná vlhkost půdy, potřebná k výpočtu erodovatelnosti půdy větrem, se vypočítá z rovnice (3) a (4) (Pasák, 1984):

$$V = \frac{V_o}{V_n}, \quad (3)$$

$$V_n = \frac{o}{2,4}, \quad (4)$$

kde V = poměrná vlhkost půdy (%),
 V_o = vlhkost okamžitá (%),
 V_n = nepřístupná voda (%),
 o = obsah jílovitých částic (%).

Odběr vzorků pro stanovení okamžité (momentální) vlhkosti půdy probíhal v pravidelných časových intervalech v měsících březen až listopad 2002. Ke zjištění vlhkosti půdy byla použita vážková (gravimetrická) metoda (Jandák, 1989). Vzorky pro stanovení vlhkosti byly odebírány z rovného hladkého povrchu půdy nekrytého vegetací ani jejími zbytky.

Obsah jílovitých částic, t.j. částic menších než 0,01 mm, potřebný pro výpočet poměrné vlhkosti půdy, byl zjištěn zrnitostním rozbořem půdy, metodou pipetovací (Jandák, 1989).

2.3. Rychlost větru

Vítr působí na povrch půdy svou kinetickou energií a uvádí do pohybu půdní částice vlivem síly vzdušného proudu. Vítr je všeobecně udáván rychlostí větru. Experimentálně zjištěná erodovatelnost půdy větrem se vztahuje na rovnou plochu. Ve zvlněném terénu bude odnos půdních částic ovlivňován změnou rychlosti větru. Závislost mezi rychlostí větru při povrchu půdy a erodovatelností půdy větrem je lineární a statisticky vysoce významná (Pasák, 1970).

Rychlost větru ve studovaném území byla měřena pomocí Low Power Anemometer A100L2 britské firmy Campbell Scientific. Pro zjištění odnosu částic půdy větrem bylo potřeba určit rychlost větru v přízemní vrstvě vzduchu, v našem případě to bylo ve 20 cm nad vegetací nekrytým povrchem půdy. Nižší umístění nebylo možné vzhledem k výšce těla anemometru (poloha rotoru je 20 cm nad zemí).

Výsledky a diskuse

1. Stanovení obsahu neerodovatelných částic v půdě

Jak již bylo uvedeno výše, obsah neerodovatelných částic v půdě byl zjišťován agregátovou analýzou proséváním průměrného na vzduchu vyschlého vzorku půdy z povrchové vrstvy sítím o velikosti ok 0,8 mm. Vážením celkového množství vzorku půdy a množství vzorku na sítu po prosetí byl vypočten obsah neerodovatelných částic v půdě v procentech (tab. 1).

Tab. 1 Obsah neerodovatelných částic v půdě

Počet opakování	c (g)	p (g)	P (%)
1	500,00	221,15	44,23
2	500,00	213,72	42,74
3	500,00	215,04	43,01
Průměr			43,33

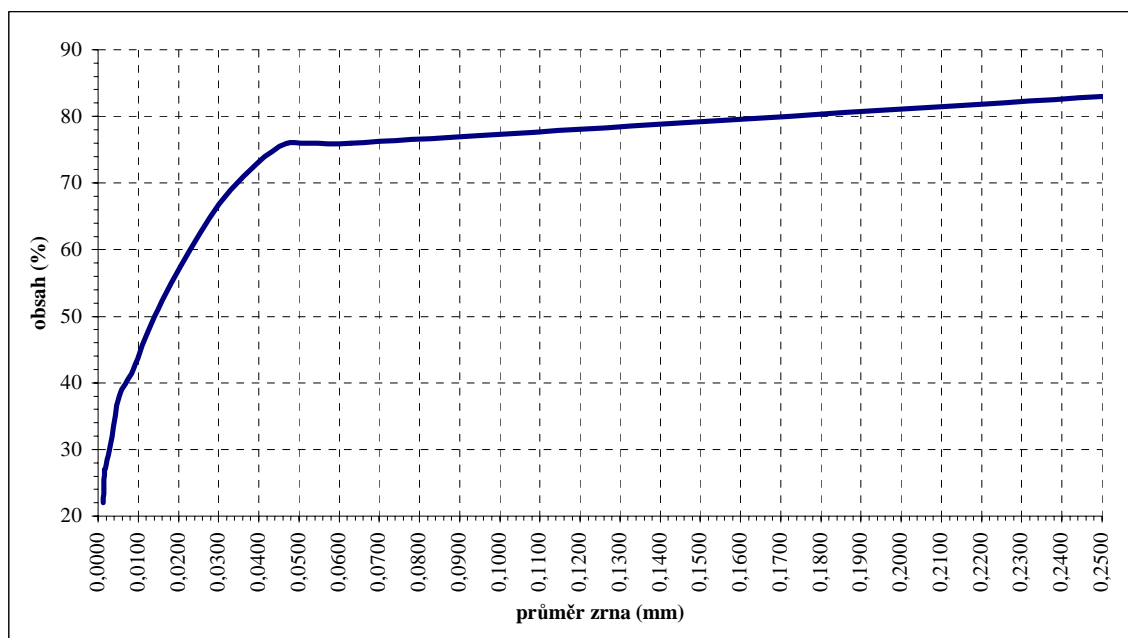
Obsah neerodovatelných částic v půdě studovaného území činil 43,33 %. Podle Pasáka (1970), je možno považovat zastoupení částic větších než 0,8 mm v suché půdě za rozhodující kritérium pro posouzení potenciální erodovatelnosti půdy větrem. Půdy mající obsah neerodovatelných částic větší než 60 % lze pokládat za erozně stálé – odolávající odnosu půdních částic větrem.

2. Stanovení poměrné vlhkosti půdy

Ke stanovení poměrné vlhkosti půdy bylo potřeba zjistit vlhkost půdy okamžitou a obsah jílovitých částic v půdě.

Okamžitá vlhkost vegetací nekrytého půdního povrchu byla stanovována vždy jednou týdně od března do listopadu 2002 vázkovou metodou. Nejnížší vlhkost 2,1 % byla zaznamenána 4.4.2002, naopak nejvyšší 16,7 % 21.3.2002.

Obr. 1 Cyklogram vzorku povrchové vrstvy půdy ze ŠZP Žabčice



Obsah jílovitých částic v půdě byl zjištěn zrnitostním rozbořem půdy, metodou pipetovací. Z rozboru vyplývá, že částic menších než 0,01 mm se ve vzorku nacházelo 43,1 % (cyklogram znázorňuje obr. 1). Po dosazení do rovnice (4) byl vypočítán obsah nepřístupné vody, a to 18 %.

Poměrná vlhkost půdy se pohybuje v rozmezí 0,1 – 0,9 %, kdy nejnižší hodnota byla zaznamenána hned ve dvou dnech 4.4. a 6.6.2002, nejvyšší potom 21.3.2002.

3. Stanovení rychlosti větru

Rychlost větru ve studovaném území byla měřena nepřetržitě od března do prosince 2002. Anemometr, který byl zapojen analogově, zaznamenával vždy čtvrt hodinové průměry rychlosti větru v přízemní vrstvě atmosféry – 20 cm nad zemí. Nejvyšší rychlost větru byla naměřena v 11. týdně roku 2002, kdy byl také zaznamenán nejvyšší odnos půdy větrem, a to 22 kg.ha⁻¹.

4. Stanovení erodovatelnosti půdy větrem

Ohroženost půdy vybrané lokality větrnou erozí byla sledována ve dnech odběru vzorků půdy pro stanovení půdní vlhkosti. Zjišťovala se tak momentální náchylnost půdy k větrné erozi. Při dosazení průměrné denní rychlosti větru do rovnice erodovatelnosti (1), nebyl zjištěn téměř žádný odnos půdy větrem. Proto bylo v této rovnici počítáno s maximální denní rychlostí větru (tab. 2).

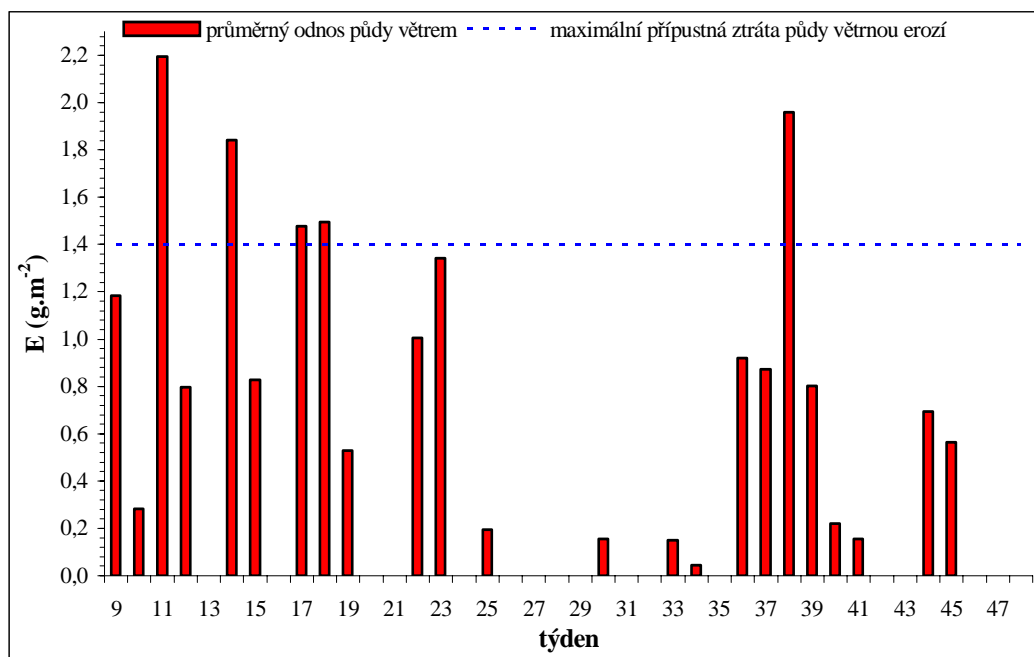
Jak ukazuje tab. 2, maximální odnos půdy větrem ve vybraných dnech roku 2002, tedy dnech, kdy byla měřena půdní vlhkost, je 0,4 g.m⁻². Podle Pasáka, Janečka a Šabaty (1983) je tato ztráta půdy větrnou erozí zanedbatelná. Maximální přípustné množství odnosu se totiž rovná u našich půd 1,4 g.m⁻² a žádný z vybraných dnů této hodnoty nedosahuje.

Při stanovování erodovatelnosti půdy větrem v jednotlivých týdnech období březen až listopad 2002 byl zjištěn, po dosazení maximálních týdenních hodnot rychlosti větru, maximální odnos půdy větrem 2,2 g.m⁻², což je 22 kg.ha⁻¹, a to v 11. týdnu roku 2002. Z obrázku 2 je dobře patrná výše ztráty půdy větrnou erozí v jednotlivých týdnech roku 2002 v porovnání s maximálně přípustným odnosem půdy. Jeho hodnota je v tomto případě překročena celkem pětkrát, čtyřikrát v období jarním a jednou pak na podzim.

Tab. 2 Erodovatelnost půdy větrem ve vybraných dnech roku 2002

JD	P (%)	V (%)	R (m.s ⁻¹)	E (g.m ⁻²)	JD	P (%)	V (%)	R (m.s ⁻¹)	E (g.m ⁻²)
59	43,3	0,2	3,7	0,4	213	43,3	0,6	2,6	0,0
66	43,3	0,3	3,6	0,0	220	43,3	0,6	2,4	0,0
73	43,3	0,2	3,6	0,1	227	43,3	0,8	3,5	0,0
80	43,3	0,9	3,9	0,0	234	43,3	0,4	2,9	0,0
87	43,3	0,3	2,9	0,0	241	43,3	0,3	1,9	0,0
94	43,3	0,1	3,5	0,0	248	43,3	0,4	3,7	0,1
101	43,3	0,4	3,7	0,0	255	43,3	0,5	3,8	0,1
108	43,3	0,3	2,9	0,0	262	43,3	0,2	3,6	0,1
115	43,3	0,2	3,7	0,4	269	43,3	0,3	2,4	0,0
122	43,3	0,2	3,6	0,2	276	43,3	0,3	3,7	0,2
129	43,3	0,3	3,6	0,0	283	43,3	0,3	3,7	0,2
136	43,3	0,3	2,9	0,0	290	43,3	0,5	2,8	0,0
143	43,3	0,2	2,9	0,0	297	43,3	0,4	2,5	0,0
150	43,3	0,2	3,6	0,2	304	43,3	0,3	2,9	0,0
157	43,3	0,1	3,5	0,0	311	43,3	0,4	3,1	0,0
164	43,3	0,2	2,9	0,0	318	43,3	0,5	2,1	0,0
171	43,3	0,2	3,3	0,0	325	43,3	0,5	2,4	0,0
178	43,3	0,3	2,8	0,0	332	43,3	0,4	1,9	0,0
185	43,3	0,3	2,7	0,0					
192	43,3	0,4	2,5	0,0	Průměr		0,4	3,1	0,0
199	43,3	0,6	2,7	0,0	Minimum		0,1	1,7	0,0
206	43,3	0,3	1,7	0,0	Maximum		0,9	3,9	0,4

Obr. 2 Maximální odnos půdy větrem v jednotlivých týdnech období březen až listopad 2002



Tab. 3 Erodovatelnost půdy větrem v jednotlivých měsících roku 2002

Měsíc	E (g.m ⁻²)
březen	2,2
duben	1,8
květen	1,5
červen	1,3
červenec	0,2
srpen	0,1
září	2,0
říjen	0,2
listopad	0,7
Průměr	1,1
Minimum	0,1
Maximum	2,2

Průměrné hodnoty erodovatelnosti půdy větrem v jednotlivých měsících sledovaného období udává tab. 3. V ní vidíme, že nejohroženější je půda v měsících březen, duben a také září, kdy jsou hodnoty erodovatelnosti vyšší než maximální přípustné množství odnosu. V ostatních měsících nebylo zjištěno výraznějšího překročení této hodnoty.

Závěr

Z celkového hodnocení erodovatelnosti půdy větrem v katastrálním území Žabčice vyplývá, že daná lokalita je ohrožena větrnou erozí především v jarním období. Kulturní plodiny v raném stadiu růstu nejsou dostatečnou ochranou půdy před erozí, naopak, hrozí tu nebezpečí poškozování jejich stonků saltujícími půdními částicemi či odhalování kořínků mladých rostlin. V ostatních sledovaných měsících nebyl zjištěn výraznější odnos půdy větrem.

Literatura

- JANDÁK, J. a kol. *Cvičení z půdoznalství*. Skriptum VŠZ v Brně. Dotisk Brno: VŠZ v Brně, 1989, 213 s.
- JANEČEK, M. Potenciální ohroženost půd České republiky vodní a větrnou erozí. *Vědecké práce VÚMOP*, 1997, č. 9, s. 53 – 64. ISSN 1213-8673.
- PASÁK, V. Faktory ovlivňující větrnou erozi půdy. *Vědecké práce VÚMOP Praha*, 1967, č. 9, s. 143 – 149.
- PASÁK, V. *Ochrana půdy před erozí*. 1. vyd. Praha : Státní zemědělské nakladatelství, 1984. 164 s.
- PASÁK, V. *Wind Erosion on Soils*. Scientific Monographs, Výzkumný ústav meliorací, Zbraslav nad Vltavou, 1970, č. 3., 187 s.
- PASÁK, V., JANEČEK, M., ŠABATA, M. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Metodika pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. Praha: Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, 1983, č. 11. 80 s.
- POLENO, Z. a kol. *Lesnický naučný slovník, II. díl*. Praha: vyd. Mze ČR, 1995. 683 s. ISBN 80-7084-131-1.
- ROŽNOVSKÝ, J., SVOBODA, J. *Agroklimatologická charakteristika oblasti Žabčic*. Folia Universitatis Agriculturae et Silviculturae, řada A. MZLU v Brně, 1995. 49 s.

Atribúty progresívneho vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd

Attributes of Progressive Soil Classification and Assessment Development

Michal DŽATKO

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR

Abstrakt

Pretože produkčný potenciál tej istej pôdnej jednotky v iných stanovištných podmienkach je iný, zákonite vzniká otázka, či a do akej miery výstupy klasifikácie a hodnotenia pôd sú nadväzné a smerujú k spoločnému cieľu. Progresívne atribúty hodnotenia pôd sú v analýze vzťahov medzi vlastnosťami pôd, prostredia a vplyvom človeka, ktoré priamo podmieňujú nielen produkčný potenciál, ale aj svojrázne špecifická ochrany a využívania zdrojov pôdy. Dôsledná realizácia takto formulovaných cieľov hodnotenia pôd a územia vyžaduje, aby výstupy klasifikačných systémov pôd poskytovali informácie nielen o geneticko-morfologických, ale aj ekologických znakoch, vlastnostiach a ich vzťahoch. Túto požiadavku v primeranom rozsahu plní sústava pôdno-ekologických jednotiek, ktorá vznikla na základe hodnotenia vlastností pôd, klímy a reliéfu. Progresívnosť ďalšieho vývoja je v klasifikácii a hodnotení pôdných a pôdno-ekologických systémov a ich funkcií.

Kľúčové slová: klasifikácia pôd, hodnotenie pôd, pôdno-ekologická jednotka

Abstract

As a productivity potential of the same soil unit situated in other site conditions is other, logically it comes a question, whether and in what rate soil classification and soil assessment outputs are converged and trend to the common objective. Progressive attributes of soil evaluation are based on the analysis of relationship among soil properties, environment and human influence that directly are conditioning not only productivity potential but also particularities of soil resources conservation and use. Consequent implementation of such formulated objectives in soil and territory evaluation requires from classification system outputs information both - morphologic as well as ecological features, properties and their relationship. This requirement in adequate extent is fulfilled by the system of pedo-ecological units, originated on the base of soil properties evaluation, climate and relief. Advance of further development is involved in soil classification and in pedo-ecological systems and their functions evaluation.

Keywords: soil classification, soil assessment, pedo-ecological unit

Úvod

Analýza súčasného stavu vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd zákonite evokuje otázku, či a do akej miery sú postupy klasifikácie a hodnotenia pôd nadväzné a smerujú k spoločnému cieľu. Opodstatnenosť takejto otázky je daná aj tým, že v mnohých príspevkoch sa veľmi často používa prívlastok „progresívny“, bez hlbšieho uvedomenia si rozdielov medzi pojmi „moderný“ a „progresívny“. Pretože pojmom progresia vyjadrujeme vzostupný trend aj k nejakému cieľu, mal by v pedológii smerovať k syntéze poznatkov o vlastnostiach, ochrane a využívaní vlastností a funkcií pôd.

Prvoradým cieľom príspevku je zdôvodnenie požiadavky na akceptovanie vzájomnej postupnosti a nadväznosti vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd pre vypracovanie zásad ochrany a modelovania

udržateľných sústav využívania funkcií pôd a územných celkov. Tým je vyjadrená aj naša iniciatíva na širšiu diskusiu o týchto otázkach.

Objekty hodnotenia pôd

Jednostranná interpretácia základného princípu genetického pôdoznamectva že pôda je funkciou všetkých dynamicky sa meniacich faktorov prostredia, môže viesť a často aj zavádza k názoru, že produkčný potenciál pôd a územia je v priamom vzťahu s vlastnosťami genetických pôdných jednotiek. Podobné názory boli sú takto interpretované aj v novších prácach, v ktorých sa produkčný potenciál územia hodnotí a vyjadruje žiaľ len na úrovni genetických pôdných jednotiek.

V záujme zdôvodnenia poznatkov o malej výpovednej hodnote výsledkov hodnotenia pôd len na úrovni genetických pôdných typov, resp. aj subtypov uvádzam aspoň jeden príklad výsledkov analýzy vzťahov medzi genetickým pôdnym typom (ČM) a úrodami plodín na Podunajskej nížine (ex Džatko, Peterková 1973). Pri hodnotení len vzťahu genetický pôdný typ a úrody plodín (tab. 1) sa plne potvrdili predpokladané závislosti medzi indexmi úrod plodín, HPP a vlastnosťami genetických pôdných typov.

Tabuľka 1 Indexy hektárových úrod a HPP na pôdných typoch

	pšenica	kukurica	lucerna	HPP
ČA – čiernica	99,5	87,9	100,0	95,6
ČM – černozem	90,3	83,2	81,9	91,0
LM – luvizem	83,9	74,7	80,3	76,2
FM – fluvizem	73,5	69,2	71,2	67,2
PG – pseudoglej	42,5	35,8	43,3	31,0

Ale ak tie isté vstupné údaje vyhodnotíme v rámci regionálnych hraníc zistíme, že produkčné predpoklady toho istého pôdneho typu sa výrazne menia podľa špecifických podmienok rozdielnych územných celkov (tab. 2).

Tabuľka 2 Indexy úrod a HPP na černozemiach (ČM) Podunajskej nížiny

	pšenica	kukurica	cukr. repa	lucerna	HPP
Podunajská nížina	91,0	84,0	81,2	81,3	91,5
Trnavská pahorkatina	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Nitrianska pahorkatina	90,3	81,3	79,7	79,5	93,7
Pohronska pahorkatina	85,9	85,8	78,9	77,9	80,4

Rozdiely indexov úrod plodín na luvizemiach (LZ) v západoslovenských a východoslovenských regiónoch boli od 26,7 do 41,1 %.

Tieto a podobné údaje potvrdzujú, že výpovedná hodnota výsledkov hodnotenia pôd je priamo-úmerná počtu analyzovaných pôdných a prírodných zložiek a najmä ich vzťahov, ktoré podmieniajú aj stupeň produkčného potenciálu konkrétnej pôdnej, resp. územnej jednotky. Údaje o rozdielnych produkčných predpokladoch pôdných jednotiek v rozdielnych územných jednotkách zdôvodnili a urýchlili proces vypracovania sústavy pôdno-ekologických jednotiek (PEJ), ktorá vznikla na základe hodnotenia vlastností pôd, klímy a reliéfu (Džatko a kol. 1976, Linkeš, Pestún, Džatko 1996).

Pôdna jednotka sa všeobecne definuje ako základné indivídium klasifikácie pôd na úrovni pedonu a polypedonu, ktorá má svojrázne klasifikovateľné znaky a vlastnosti. Zásadne iný, komplexnejší a tým aj progresívnejší názor na pedon a na klasifikáciu pôd vyjadril na XVII. Svetovom kongrese IUSS Prof. Ruellan (2002), podľa ktorého pedon nie je prírodná jednotka pôdneho krytu, jej laterálne limity sú umelé a tak aj príslušné pôdne mapy zle reprezentujú realitu a funkčnosť pôdneho krytu. Na základe týchto argumentov zdôvodňuje požiadavku klasifikácie pedologických systémov ako výzvu pre budúcnosť pôdoznamectva.

V tejto súvislosti skúsme iniciovať diskusiu, či a v akom rozsahu sú názory Prof. Ruellana podobné aj našim snahám o akceptovanie a riešenie aj ekologických aspektov klasifikácie a hodnote-

nia pôd. Pôdno-ekologická jednotka je „rovnorodý územný celok, ktorý má v dôsledku vzájomného pôsobenia celého komplexu zložiek prostredia najmä pôdy, klímy a reliéfu špecifický a neopakovateľný charakter ekologických vlastností a produkčného potenciálu“ (Džatko 1976). Z uvedenej definície vyplýva, že pôdno-ekologické jednotky (PEJ) vyjadrujú integrovaný (holistický) charakter územných jednotiek a preto je aj ich výpovedná hodnota podstatne vyššia ako výpovedná hodnota pôdných jednotiek. Naviac, vlastnosti takto hodnotených územných celkov sú vyjadrené v hierarchii sústav topických a regionálnych pôdno-ekologických jednotiek, čo si žiaľ mnohí užívatelia máp BPEJ neuvedomujú.

Od klasifikácie a mapovania k hodnoteniu pôd

Hodnotenie pôd / územia („land evaluation“ Stewart, 1968; Zonneveld, 1969, 1979; FAO, 1975 a iní), je postupný proces účelovej analýzy a syntézy údajov o vzájomných vzťahoch medzi vlastnosťami pôd, prostredia a vplyvu človeka, ktoré priamo podmieňujú nielen produkčný potenciál ekosystémov, ale aj špecifiká ochrany a využívania zdrojov pôdy a územia. Výsledky hodnotenia pôd a územia sú vyjadrené formou kvantitatívnej a kvalitatívnej klasifikácie ich aktuálnej a potenciálnej vhodnosti pre konkrétne účely, ako aj v typizácii využitia pôd a územia (FAO, 1975).

Progresívne trendy v hodnotení pôd a územia vyúsťujú do konkrétnej podoby modelovania a plánovania udržateľných sústav využívania pôd (Sustainable land use planning – Van Lier et al., 1994, Fresco et al., 1994 a iní). Takto definovaným požiadavkám a cieľom hodnotenia pôd a územia ako celku boli a sú podriadené aj naše postupy hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd (Džatko a kol., 1981, 1995, 2002; Džatko, Vilček, 1999; Vilček, Džatko, 1995). Súčasná úroveň hodnotenia poľnohospodárskych pôd Slovenska vyjadruje kontinuálny vývoj poznatkov od mapovania pôd a pôdno-ekologických jednotiek až po najnovšie snahy o modelovanie udržateľných sústav ochrany a využívania zdrojov pôdy a územia. Výsledky hodnotenia konkretizujú a kvantifikujú priestorovú mozaiku rozdielnych predpokladov a potenciálov využívania pôdných a územných jednotiek nielen pre produkčné, ale aj pre ekologické a iné účely.

Progresívne aspekty takto definovaných cieľov hodnotenia pôd sú vyjadrené v konkrétnych výsledkoch modelovania udržateľných sústav ochrany a využívania zdrojov pôdy. Relevantnosť týchto výsledkov je však apriórne závislá aj od výpovednej hodnoty vstupných údajov, najmä pôdných a pôdno-ekologických máp a od počtu analyzovaných zložiek prostredia. Rozsahom splnenia týchto požiadaviek sa overuje výpovedná hodnota a tým aj stupeň progresívnosti výsledkov hodnotenia pôd.

Snaha o dôslednú realizáciu takto definovaných postupov a cieľov hodnotenia integrovaných (holistických) územných celkov zákonite evokujú otázku, či a do akej miery súčasné klasifikačné systémy pôd poskytujú dostatok údajov nielen o vertikálnej, ale aj o horizontálnej členitosti vlastností pôd vo vzťahu k pôdotvorným faktorom, najmä vody, klímy, reliéfu a vegetácie. Ukazuje sa, že v dôsledku dogmatickej interpretácie v podstate správnych zásad genetickej a neskôr aj morfogenetической klasifikácie pôd je výpovedná hodnota pôdných máp pre hodnotenie a využívanie územia len čiastková, lebo nehodnotia zmeny vlastností a tým aj potenciálu tej istej morfogenetической jednotky v iných stanovištných podmienkach. Východiskom riešenia tohoto stavu je akceptovanie požiadavky na širšiu odbornú diskusiu.

Záver

Progresívne požiadavky na klasifikáciu a hodnotenie pôd vychádzajú z poznatkov o holistickej jednotke vzťahov medzi všetkými zložkami prostredia vrátane vplyvu človeka. Pretože vlastnosti pôdných jednotiek boli a sú podmienené aj inými faktormi prostredia, mali by byť tieto vzťahy vyjadrené aj v klasifikačnom systéme. Absencia hodnotenia a klasifikácie týchto vzťahov znižuje výpovednú hodnotu pôdných máp, lebo nevyjadrujú všetky zmeny vlastností a tým aj potenciálu tej istej morfolologickej jednotky v iných stanovištných podmienkach. Túto požiadavku v primeranom rozsahu plní sústava pôdno-ekologických jednotiek a najmä výsledky hodnotenia ich potenciálu.

Požiadavkám holistického chápania vzťahov sú podriadené aj progresívne metódy a ciele hodnotenia pôd a územia, ktoré sa nesústreďujú len na hodnotenie potenciálu produkcie, ale aj širších súvislostí, ktoré podmieňujú ekologickú a energetickú stabilitu sústav využívania zdrojov pôdy a krajiny.

Použitím slova „progresívnosť“ chceme zdôrazniť, že nie všetko moderné je aj progresívne. Základným atribútom progresívneho vývoja klasifikácie a hodnotenia pôd by mala byť spoločná snaha o vypracovanie nadväzných systémov klasifikácie a hodnotenia pôd, ktoré by v primeranom rozsahu klasifikovali a hodnotili nielen morfológické a fyzikálne, ale aj genetické a ekologické znaky a vlastnosti. Najvhodnejším indikátorom správnosti klasifikácie a hodnotenia pôd a územia je rastlina. To veľmi názorne vyjadril najmä Prof. Ellenberg výrokom: Čo neindikuje rastlina, nemá praktický význam.

V záujme komplexného a tým aj progresívneho riešenia uvedených otázok iniciujem širokú odbornú diskusiu, na základe ktorej by sa navrhli konkrétne postupy riešenia nových projektov klasifikácie, hodnotenia a využívania zdrojov pôdy a územia.

Literatúra

- BRINKMAN, R. - SMYTH, A. J., 1973: Land evaluation for rural purposes. ILRI 17, Wageningen, 116 pp.
- DŽATKO, M. a kol., 1976: Charakteristika bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek SSR. Príroda, Bratislava 102 s.
- DŽATKO, M., 1995: Recent Development in Land Evaluation and Sustainable Land Use Planning in Slovakia. In: Proceedings of Soil Fertility Research Institute 19/II, Bratislava 1995 p. 203 – 210.
- DŽATKO, M., 2002: Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska. Výsk. ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava, 87 s.
- DŽATKO, M. - PETERKOVÁ, O. 1973: K otázkam produkčnej schopnosti genetických pôdných typov a pôdno-ekologických jednotiek. Vedecké práce VÚPVR Bratislava, 117 – 128.
- FAO 1975: Approaches to land classification. Soils bulletin 29, FAO Rome, 123 pp.
- FRESCO, O., et al., 1994: The future of the land. J. Wiley Chichester, 409 pp.
- LIER, H.N. VAN et al., 1994: Sustainable land use planning. Elsevier, Amsterdam, 360 pp.
- LINKEŠ, V. - PESTÚN, V. - DŽATKO, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ Bratislava, 103 s.
- RUELLAN, A., 2002: Classification of pedological systems: a challenge for the future of soil science. 17th WCSS, Thailand, Symposium no. 21, Paper no. 31.
- VILČEK, J. - DŽATKO, M., 1995: Land Use Potential Models and Agriculture Efficiency. Vedecké práce VÚPÚ 19/II Bratislava, Výsk. Ústav Pôd. Úrodnosti, pp. 283 – 287.
- ZONNEVELD, I. S. 1969: Land evaluation. ITC Delft.
- ZONNEVELD, I. S. 1979: Land evaluation and land (scape) science. ITC Enschede, 134 pp.

Antropicky vytvorené horné okraje lesov v Starohorských vrchoch vo vzťahu k lesným pôdno-ekologickým jednotkám

Anthropically Formed Upper Forest Margins in the Mountains Starohorske Vrchy in Relationship to Forest Peco-Ecological Units

Alfonz GAJDOŠ

*Katedra geografie, Fakulta prírodných vied Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici,
Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, SR, e-mail: gajdos@fpv.umb.sk*

Abstrakt

Pôdno-ekologické jednotky (PEJ) Starohorských vrchov na líniiach antropicky vytvoreného horného okraja lesov podliehajú dynamickým zmenám. Na tieto zmeny majú vplyv pôdotvorný substrát, expozícia a sklon svahov, drevinový porast, poloha na líniiach terénnych hrán a líniiach nespojitosti normálovej spádnicovej krivosti medzi vcholovou plošinou a svahom. Ďalej na lavínových horných okrajoch lesov, pasienkoch a kosienkoch, lyžiarskych svahoch a pod. Zmeny v jednotlivých PEJ sú líniové, plošné aj bodové.

Kľúčové slová: antropicky vytvorený horný okraj lesov, Starohorské vrchy, lesná pôdno-ekologická jednotka

Abstract

The pedo-ecological units (PE) of Starohorské Vrchy Mts. in the lines of anthropically formed upper forest margin undergo dynamic changes. The changes are influenced by parent material, exposition, sloping, wood vegetation, position on lines of terrain edges and lines of non-linkage of normal gradient curvature between summit plain and slope. Further on avalanche upper forest margins, pastures and meadows, skiing-slopes, etc. Changes in the PEJs are lineal, sheet and points.

Keywords: anthropically formed forest upper margins, Starohorské Vrchy forest pedo-ecological unit

Za antropicky vytvorené horné okraje lesov považujeme línie na svahoch, kde z hľadiska vertikálnej zonálnosti súvislý lesný porast náhle končí v bukovom vegetačnom stupni alebo smrečinách. Hlavnou príčinou vzniku a udržania sa tohto horného okraja lesa bola hospodárska činnosť človeka v historicko-spoločenskom vývoji (vyrubovanie, uhliarenie, pasenie, oranie, preprava tovarov) aj v súčasnosti (pasenie, aktivity v cestovnom ruchu, doprava).

Línia antropicky vytvorených horných okrajov lesov v Starohorských vrchoch je veľmi rozmanitá. Závisela od dĺžky a intenzity hospodárskeho využívania bývalých zalesnených svahov. Na svahoch, kde intenzívny antropický tlak trvá už niekoľko storočí, línia horného okraja lesov prebieha nápadne nízko. Les sa obyčajne končí náhle, v prípade Starohorských vrchov už v bukovom stupni. Na miestach, kde bol síce antropický tlak oddávna, ale jeho intenzita bola menšia alebo oscilovala, na antropickej holi vznikli solitéry stromov, ktoré postupne vytvorili skupinky stromov. Sú to vlastne relikty bukového stupňa.

Horné okraje lesov v smrečinách majú hustý stromový zápoj a vysoký smrekový les prechádza do medzernatého porastu. Línia horného okraja lesa je tiež prestúpená solitérmi. Pri slabšom antropickom tlaku sa tu uchytili smrečky, z ktorých postupne vznikli prehustené smrekové skupiny. Keďže sa na území nevytvoril súvislejší prirodzený smrekový stupeň, myslíme tým smrečiny antropogénne vysadené v bukovom vegetačnom stupni.

Z vývojového hľadiska je starý antropicky horný okraj lesa charakterizovaný nízkymi krovinatými jedincami so slabším vzrastom, za ktorými sú hneď vyššie stromy prechádzajúce do zapojeného lesa. Náhle a ostré ukončenie starého lesa charakterizuje mladšiu hranicu. Bežným javom je prelínanie staršieho a mladšieho horného okraja lesa.

Zo zastúpenia hornín v Starohorských vrchoch vyplýva, že na minerálne bohaté substráty (tab. 1) pripadá približne 67 % plochy územia, na substráty minerálne slabé až sterilné 32 %. Keďže sa zalesnené územie udržalo na relatívne horších pôdach, podiel lesných pôd na substrátoch chudobných a stredne bohatých je relatívne vyšší.

Podnebie územia sa vyznačuje pomerne vysokou humiditou a chladom (Polčák 1997), čo sa vo vývoji pôd prejavilo len symbolickým zastúpením pôd teplých oblastí. Na väčšine územia prevládajú silne vylúhované pôdy. Vlhkosť pôdy však nie je vždy výsledkom podnebia, ale aj pôdotvorného substrátu, výšky hladiny podzemnej vody, členitosti reliéfu a pod. Priepustnosť pôd v území je stredná, retenčná schopnosť stredná a veľká. Z hľadiska pôdnej reakcie sú pôdy na vápencovej južnej úboči Starohorských vrchov neutrálne až slabo alkalické, na permských sedimentoch a kryštaliniku stredne až silno kyslé. Vlhkostný režim pôd je vlhký, na dolnom toku Bystrice mierne vlhký. Prevládajú hlinité pôdy, sprievodne fľovito-hlinité. Na celom území sa vyskytujú stredne kamenité (štrkovité) pôdy s obsahom skeletu 20 – 50 %.

Tabuľka 1 Zastúpenie podložných hornín z hľadiska minerálnej sily

Horniny minerálne silné	Plocha v km²	v %
– andezity, andezitové tufy, aluviálne náplavy	2,1	1,1
– vápence, dolomity, sliene, slienité vápence a pod.	103,7	55,6
Horniny minerálne stredne silné až silné		
– žuly, granodiority, diority, ortoruly, fylity a pod.	16,0	8,6
Horniny minerálne stredne silné		
– flyšové horniny vápnité (centrálnokarpatský paleogén)	4,8	2,6
Horniny minerálne slabé až sterilné		
– pararuly, svory, kremence, kremité porfýry, paleozoické pieskovce	59,8	32,0

zdroj: Gajdoš, A. (1998). Fyzickogeografická charakteristika Starohorských vrchov.

Pestré litogeografické podmienky územia spolu s inými činiteľmi podmienili diferencovaný vývoj pôdneho krytu. Dominantne prevládajú pôdy terestrické, mozaikovite sa vyskytujú pôdy hydromorfné. Najrozšírenejšími pôdnymi typmi sú rendziny a kambizeme. Na celkovej ploche sa podieľajú 86 %. Zvyšok tvoria najmä podzoly.

Pôdno-ekologické jednotky (PEJ) Starohorských vrchov čiastočne vyčlenil Gajdoš (1998, 1999, 2001) vychádzajúc už z použitých metodík pôdno-ekologickej regionalizácie a pedologických prác (Džatko 1976, 1983, 1985, Džatko & Kolény 1985, Kolény 1994, 1996, Šály 1991 a i.).

Pri vyčleňovaní PEJ sa veľká pozornosť venovala reliéfu, ktorý je v našich podmienkach hlavným diferenciačným faktorom všetkých geoekologických procesov. Vytvorené PEJ (tab. 2) tvoria základné priestorové pedogeografické areály územia.

Antropicky vytvorený horný okraj lesov začal vznikať od 13. storočia. Eróziou obnažené svahy s pestrým pôdotvorným substrátom mohli byť príčinou zmien v charaktere pôvodných PEJ. Dochádzalo to napr. na vyššie položených svahoch, ktoré v hornej časti mali iný substrát ako v dolnej časti. Východné svahy Japeňa majú v hornej časti vápencovo-dolomitický substrát a v dolnej časti permské sedimenty. Vplyvom gravitácie tu dochádzalo k rozširovaniu plochy karbonátového substrátu alebo k zmiešavaniu a vzniku karbonátovo-silikátového substrátu. Po umelom zalesnení sa PEJ stabilizovala a voči pôvodnej sa zmenila. Iná situácia nastala na nižšie položených svahoch po ich odlesnení a následnej pôdnej erózii. Príkladom je oblasť Podlavických výmoľov. Koncom 19. storočia tu vzniklo územie typu badland. Počas celého erózneho obdobia sa vápencovo-dolomitický pôdotvorný substrát rozširoval do nižších polôh. Zmiešaval sa s rôznorodými koluviálnymi a aluviálnymi sedimentmi. Niekde úplne prekryl pôvodný substrát a zmenil PEJ. Po zalesnení Podlavických výmoľov za PEJ stabilizovali.

Tabuľka 2 Charakteristiky lesných PEJ na príklade časti územia Starohorskej doliny

PEJ	Sklonitosť reliéfu	Substrát	Pôdny subtyp	Vodný režim pôdy	Klimachora	Druh dreveniny a % zastúpenie	Vek dreveniny v rokoch
1	1.-2.-3.	C	RK	P	1	J-70,S-20,B-10	110
2	4.-5.-6.	C	RK, KR	P	2, 4, 5, 7	S-60,J-30,B-10	45 – 110
2a	7.	C	RK, KR	P	3, 4	B-40,S-40,J-20	30 – 60
3	1.-2.-3.	C	RK	P	2	S-60,B-25,J-15	65
4	4.-5.-6.	C	KR, RK	P	3, 5, 7	S-40,J-40,B-20	40 – 50
4a	7.	C	RT, KR	P	3	B-60,S-30,J-10	20 – 60
5	1.-2.-3.	C	KR, RT	P	1	B-40,S-25,Jv-25,J-10	50
6	4.-5.-6.	C	RT, KR	P	2, 3, 4, 5, 7	B-50,S-40,J-10	10 – 65
6a	7.	C	RT, KR	P	2, 3, 4, 5, 7	S-50,J-30,Jv-10,B-10	30 – 50
7	1.-2.-3.	C	RK	P	2	S-44,J-25,B-20,Jv-11	100 – 160
8	4.-5.-6.	C	KR	P	2	S-50,B-30,J-20	50 – 150
8a	7.	C	RK	P	2	B-60,S-13,Jv-15,J-10	20 – 40
9	na území sa nevyskytuje						
10	4.-5.-6.	C	RK	P	3, 5, 7	B-60,S-30,Bo-7,J-3	100 – 160
10a	7.	C	RK	P	3	B-60,S-30,Jv-10	100 – 160

Vysvetlivky:

- sklonitosť reliéfu: **1.** 0° – 2°, **2.** 2°1' – 5°, **3.** 5°1' – 10°, **4.** 10°1' – 15°, **5.** 15°1' – 20°, **6.** 20°1' – 30°, **7.** 30°1' a viac,
- substrát: C-substrát z druho horných karbonátových hornín,
- pôdny subtyp: RT (rendzina typická), KR (kambizem rendzinová),
- vodný režim pôdy: P (priesakový),
- klimachora: vyjadruje príkon solárnej energie v kJ, normálovú spádnicovú krivosť reliéfu, priemernú ročnú teplotu, priemernú teplotu v januári a júli, priemerný ročný úhrn zrážok, priemerný úhrn zrážok v januári a júli, slnečný svit v hod., oblačnosť v % (bližšie pozri Gajdoš, A.: Lesné bonitované geoeologické jednotky v Starohorských vrchoch,
- druh dreveniny: B-buk lesný, S-smrek obyčajný, J-jedľa biela, Jv-javor horský, Bo-borovica lesná.

Na líniiach horného okraja lesa dochádzalo k permanentným zmenám PEJ z dôvodu ich oscilácie. Rozdiely boli v tom, či po výrube lesa pokračoval antropický impakt (napr. pasením hospodárskych zvierat) alebo sa neskôr zalesňovalo. Pri vzniku pasienkov sa úplne zmenila aj štruktúra PEJ. Zmenili sa zrážkovo-teplotné pomery a pôdy na odlesnených strmších svahoch južnej a juhozápadnej expozície v rôznych nadmorských výškach začali pri dlhšie trvajúcom výsušnom type počasia a relatívne vysokých teplotách začiatkom vegetačného obdobia trpieť nedostatkom vlhky. Na týchto svahoch po holoruboch bolo neskôr zalesňovanie veľmi obtiažne.

V minulosti boli na území veľmi časté prívalové dažde s výskytom pôdnej erózie. Dôkazom je výskyt farebne odlišných fosílnych profilov vo vrchnej časti pôdy (Zachar 1970), ktoré sme lokalizovali aj na juhozápadnom svahu v záreze starej cesty v ústí doliny Galová západne od Podkoníc. Podľa mapových podkladov z roku 1837 (Balas 1837) sa v okolí Javoria nad Podkonicami nachádzali lúky, pasienky a orná pôda. Orná pôda bola aj na vrcholovej plošine Javoria vo výške 800 m n. m. Pod antropicky vytvoreným dolným okrajom lesa ležali pasienky a nižšie lúky. Pod nimi na miernom úpätí bola orná pôda. Dynamika zmien v PEJ bola urýchlená po vyrúbaní pôvodného lesa a vzniku ornej pôdy. Zmena ornej pôdy na lúčnu sa mohla udiť jedine po odnose jemnozeme z ornice. Vznikom lúk a ich ďalšou degradáciou na pasienky sa dynamicky menili aj PEJ.

Ku kvalitatívne aj kvantitatívne iným zmenám dochádza v PEJ na rôznych pôdotvorných substrátoch. Pôdotvorný dolomiticko-vápencový substrát vytváral po odlesnení priaznivé podmienky pre kvetnate lúčne spoločenstvá, ktoré sa využívali ako kosienky. Pôdotvorný substrát z permských sedimentov a kryštalinika si v podstate zachoval svoje vlastnosti, lebo antropický impakt tu nemal dlhé trvanie.

Antropicky vytvorený horný okraj lesa vo vzťahu k PEJ je diferencovaný aj z hľadiska expozície a sklonu svahov i drevenového porastu. Južné expozície na miernych svahoch porastených riedkou bučinou majú pomalší proces progresívnej sukcesie ako mierne svahy severných expozícií s riedkym

porastom smreka. Znamená to, že charakter PEJ v prvom prípade si udržiava svoje vlastnosti získané od pôvodnej zmeny, kým v druhom prípade je dynamika v charaktere PEJ rýchlejšia.

V jednotlivých oblastiach, kde sa vyskytujú línie antropicky vytvoreného horného okraja lesa (tab. 3), majú PEJ výrazne komplikovanú štruktúru najmä na líniiach terénnych hrán a líniiach nespojitosti normálovej spádnicovej krivosti medzi vrcholovou plošinou a svahom. Tu na miernejších svahoch bol horný okraj lesa posunovaný nižšie, na línii terénnej hrany však zostal stagnovať, resp. sa posuňoval vyššie, do pôvodnej polohy.

Tabuľka 3 Vybrané oblasti línii antropicky vytvoreného okraja lesa s typickými PEJ

Oblasť	PEJ: expozícia, substrát, pôdny subtyp, sklonitosť, príkon solárnej energie v kJ, vertikálna krivosť reliéfu, priemerná ročná teplota, priemerný ročný úhrn zrážok, slnečný svit v hod., oblačnosť v %
Panský diel (1 000 m)	J, B, RKV, 4., 696 – 676 kJ, priama, 3 – 5 °C, 900 – 1 000 mm, > 1 600 hod., < 65 %
Panský diel (900 m)	S, B, RKV, 4., 576 – 536 kJ, priama, 3 – 5 °C, 900 – 1 000 mm, > 1 600 hod., < 65 %
Kečka (1 100 m)	J, B, RK, 6., > 696 kJ, priama, 5 – 7 °C, 900 – 1 000 mm, > 1 600 hod., < 65 %
Hrubý vrch (1 000 m)	V, A ₁ , PHŽ, 5., 696 – 676 kJ, konvexná, 3 – 5 °C, 1 000 – 1 100 mm, > 1 600 hod., < 65 %

Vysvetlivky:

- expozícia J (južná), S (severná), V (východná),
- pôdotvorný substrát B (z karbonátových hornín), A₁ (z kryštalických hornín a permských sedimentov),
- pôdny subtyp RKV (rendzina kambizemná vylúhovaná), RK (rendzina kambizemná), PŽ (podzol humusovo-železitý),
- sklonitosť (ako v tab. 2).

Dynamický vývoj majú PEJ na lavínových horných okrajoch lesov. Špecifičnosť spočíva v tom, že vznik tohto horného okraja lesa bol podmienený existenciou antropicky vytvoreného horného okraja lesa a pásovým výrubom stromov na pozdĺžnej svahovej depresii. Pri vyrúbaní celého pásu lesa od dna doliny až po vrcholové úvaliny vznikli podmienky pre dráhy snehových lavín. Bezlesé úzke pásy boli v 20. storočí typickou krajinou scenériou severovýchodných svahov Japeňa nad Tureckou. Počas postupného vytvárania antropického horného okraja lesa menili sa postupne aj vlastnosti PEJ.

Ďalšie zmeny v charaktere PEJ sa vyskytujú na líniiach horného okraja lesov, kde antropický vplyv bol náhle ukončený. Najmä po roku 1989 sa lúky vo vrcholových polohách prestali hospodársky využívať. Príkladom je severozápadná línia horného kraja lesa na svahoch Panského dielu (1 100 m n. m.) a lokalita Ganiarka nad Špaňou dolinou. Po ukončení antropického vplyvu sa samonáletom rozširujú listnaté dreviny a horný okraj lesa pomaly postupuje smerom nahor. Treba však zdôrazniť, že na vysokotrávnatých plochách je obnova lesnej vegetácie veľmi obtiažna.

Dynamiku zmien v charaktere PEJ vidieť aj zo satelitnej snímky Spot a Landsat v oblasti Panského dielu (obr. 1). Farebné rozlíšenie plôch je založené na princípe ich intenzity odrážať svetlo v závislosti od vlhkosti jednotlivých vegetačných alebo antropogénnych areálov. Vlhká vegetácia viacej pohlcuje žiarenie a vytvára farebné odtiene od čiernej cez tmavozelenú, svetlozelenú až hnedú (od vlhkej k menej vlhkým pôdno-vegetačným formáciám). Urbanizovaná, priemyselná, komunikačná plocha alebo línia sú suchšie a viacej odrážajú žiarenie. Vytvárajú farebné areály v odtieňoch od ružovej po fialovú. Na línii antropicky horného okraja lesa svahu Panského dielu južnej expozície prevládajú odtiene žltej až hnedej farby. Svetlohnedá farba indikuje vysušené trávnaté plochy lyžiarskych svahov so začínajúcou pôdnou rýhovou eróziou. Bielo sfarbené línie indikujú začínajúce erózne procesy na spádniach alebo vrstevniciach.

Vplyvom zmeneného porastového zloženia sa zmenili aj pôdne a mikroklimatické podmienky. Mnohé plochy severnej expozície na línii horného okraja lesa zarástli súvislou pokrývkou čučoriedia aj v nižších nadmorských výškach. Na plytkých vápencoch a dolomitoch sa po odlesnení a vzniku dolného okraja lesa úplne zmenil charakter krajiny (napr. Podlavické výmole). Zmeny v charaktere PEJ nastali aj po umelom zalesňovaní smrečinami. Rozsiahly výrub pôvodných listnatých drevín a následné nerovnomerné obnaženie pôdneho krytu spôsobilo vznik sutinných prúdov a polí.

Obnaženie pôvodného pôdotvorného substrátu na miestach antropicky vytvoreného horného okraja lesa na strmých svahoch spôsobilo kvalitatívnu zmenu PEJ. Zmena býva prechodná (opätovné umelé zalesnenie alebo samonálet autochtónnych drevín), staticky trvalá (zalesnenie alochtónnymi

drevinami) a dynamicky trvalá (svahová erózia, sutinové prúdy). Zmeny prechádzajú osciláciami závislými od prírodných a antropogénnych činiteľov. V súčasnosti sa dynamicky trvalé zmeny v PEJ vyskytujú na miestach holorubov, lyžiarskych svahov a poľnohospodárskej činnosti. Antropicky vytvorený horný okraj lesa z hľadiska PEJ predstavuje líniu, kde je kontakt prírodných a antropických činiteľov silne previazaný a ich vplyv na pôdu veľmi intenzívny.

Literatúra

- BALAS, P., 1837: Mapa Zvolenskej župy. [Depon. in Lesnícke a drevárske múzeum vo Zvolene]
- DŽATKO, M., 1976: Charakteristika bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek SSR. Príroda, Bratislava, 103 pp.
- DŽATKO, M. et al., 1983: Pôdno-ekologické aspekty členenia a hodnotenia horskej oblasti SSR. In: Racionálne využívanie pôd v horských a podhorských oblastiach, Zborník z konferencie 5. – 7. 10. 1983, Starý Smokovec.
- DŽATKO, M. – KOLÉNY, M. – REBOVIČOVÁ, D., 1985: Pôdno-ekologická regionalizácia SSR. VÚPVR Bratislava.
- DŽATKO, M. – MARŠÁL, K., 1988: Bonitácia čsl. poľnohospodárskych pôd a zmeny jej využitia, 2. diel. Príroda, Bratislava, Praha, 112 pp.
- ČUKA, P., 1992: Niektoré aspekty negatívneho vplyvu rekreačných aktivít v modelovom území Donovaly-Turecká, p. 179 – 190. In: Regionale Systeme der Umwelt. Nitrianska univerzita, Österreichisches Ost und Südosteuropa Institut. SGS Bratislava, 210 pp.
- ČUKA, P., 1997: Strety záujmov cestovného ruchu s inými aktivitami na území Starohorských vrchov, p. 88 – 93. In: Zborník z vedeckej konferencie venovanej jubileu prof. Fraňa, FPV UMB Banská Bystrica, 240 pp.
- GAJDOŠ, A., 1998: Fyzickogeografická charakteristika Starohorských vrchov. Dizertačná práca (msc.), 136 pp. [Depon. in PríF UK v Bratislave, katedra fyzickej geografie a geoekológie].
- GAJDOŠ, A., 1999: Lesné bonitované geoekologické jednotky v Starohorských vrchoch – metodika a možnosti využitia v lesníckej praxi, p. 96-100. In: Minár J. & Trizna M. (eds.), Teoreticko-metodologické problémy geografie, príbuzných disciplín a ich aplikácie. Univerzita Komenského, Bratislava, 230 pp.
- GAJDOŠ, A., 2001: Pôdno-ekologické jednotky v Starohorských vrchoch, p. 49-54. In: Turisová I. (ed.), Ekologická diverzita modelového územia Banskobystrického regiónu, FPV UMB Banská Bystrica, ŠOP SR Banská Bystrica, 294 pp.
- GAJDOŠ, A., 2003: Zmeny v krajinnej štruktúre Starohorských vrchov na príklade lesnej vegetácie, p. 9-102. In: Čuka P. (ed.), Vybrané priestorové zákonitosti na území Starohorských vrchov, Geografické štúdie Nr. 9., FPV UMB Banská Bystrica, 166 pp.
- HRONČEK, P., 2002: Antropogénne formy reliéfu vytvorené hlbinnou ťažbou nerastných surovín na južných svahoch západnej časti dŕmbierskych Nízkyh Tatier a ich odraz v krajine, p. 32 – 39. In: Zborník z konferencie Nové trendy v krajinnej ekológii, Piešťany.
- KOLÉNY, M., 1994: Pôdne a pôdno-ekologické pomery Diviackej pahorkatiny, p. 95 – 105. In: Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae – Geographica, Nr. 35, Bratislava, 120 pp.
- KOLÉNY, M., 1996: Pôdno-ekologická regionalizácia poľnohospodárskeho pôdneho fondu Slovenska a jej aplikácie na príklade Turčianskej kotliny a častí priľahlých pohorí, p. 99 – 110. In: Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae – Geographica, Nr. 39, Bratislava, 113 pp.
- POLČÁK, N., 1997: Klímageografická charakteristika rozloženia priemerného ročného úhrnu atmosférických zrážok na modelovom území Horehronia, p. 13 – 17. In: Michal P. (ed.), Geografické štúdie Nr. 4., FPV UMB Banská Bystrica, 140 pp.
- ŠÁLY, R., 1991: Lesnícke pôdoznanectvo. VŠLD, Zvolen, 86 pp.
- ZACHAR D., 1970: Erózia pôdy, 2. vyd. Vydavateľstvo SAV Bratislava, 469 pp.

Niektoré súvislosti medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami

Some Dependence between Soil and Climatic-Topographic Characteristics

Erika GÖMÖRYOVÁ

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

e-mail: egomory@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

V práci sa zaoberáme niektorými súvislosťami medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami. Údaje sme získali zo 148 plôch, na ktorých sme sledovali odraz pôdných, resp. i klimatických faktorov na výškový rast smrekových porastov. Na základe analýz môžeme konštatovať, že sa viac-menej potvrdili doteraz známe skutočnosti – napr. so stúpajúcou nadmorskou výškou je väčšia hrúbka nadložného humusu, vyšší obsah humusu v pôdach, vyššia skeletnosť, so zvyšujúcim sa sklonom skeletnejšie pôdy, s vyšším obsahom humusu. Obsah hrubého piesku je najvyšší na južnejších expozíciách a v horných častiach svahov, na rozdiel od frakcie prachu, ktorej podiel vzrastá na svahoch orientovaných na sever a v ich nižších častiach. Pri väčšine pôdných charakteristík je výraznejšia závislosť od teploty ako od zrážok. Vo viacerých prípadoch sa ukázali pomerne tesné korelácie, avšak vzhľadom na to, že metodika prác bola zameraná na sledovanie vzťahov medzi pôdnymi charakteristikami a výškovým rastom smreka, neumožňuje nám rozsah materiálu vyjadriť sa k otázke, či sa jedná o vzťahy priame alebo sprostredkované.

Kľúčové slová: pôdne charakteristiky, klimaticko-topografické charakteristiky, rast smreka, nadmorská výška,

Abstract

The work is focused to some dependence between soil and climatic-topographic characteristics. Data were obtained from 148 areas, where we have studied response of soil or climatic factors on height growth of spruce cover. Based on analyses it can be stated that there were confirmed more or less till now well-known facts – e.g. with increasing altitude is fixed higher thickness of superjacent organic matter, higher humus contents in soils, higher stoniness, and more skeletal soils with higher sloping and higher content of organic matter. Content of coarse sand is the highest on southern expositions and in upper parts of slopes, antagonistically to silt fraction what share is increasing in the slopes oriented to north and in lower parts. At most of soil characteristics is more significant dependence on temperature and precipitation. In several cases there were shown relatively closed correlations, however with aspect to the work methodology oriented to the observation of relationships between soil characteristics and height spruce growth, the material extent do not enable us to answer the question, whether the relationships are direct or mediated.

Keywords: soil characteristics, climatic-topographic characteristics, spruce growth, altitude, above sea level

Úvod

Bohatá členitosť územia Slovenska, jej pestré geologické zloženie a rozdielne klimatické podmienky sa prejavujú aj v pestrosti pôdnej a následne i vegetačnej prikrývky. Existuje pomerne

rozsiahla literatúra o vplyve klimatických faktorov na pôdy, ich genézu a vlastnosti, na pestrosť pôdnej prikrývky i o súvislostiach medzi pôdami a reliéfom (Karpačevskij 1981). V poslednom období pribúda aj prác, zaoberajúcich sa zmenami niektorých pôdnych vlastností v súvislosti s globálnymi klimatickými zmenami.

Pri pedologických výskumoch často získavame množstvo údajov z analýz pôdnych vzoriek v súvislosti s rôznymi výskumnými prácami. Nami získané údaje boli určené najmä pre zistenie súvislostí medzi rastom smreka a stanovištnými charakteristikami. Tento fakt sa odrážal aj pri výbere plôch a sledovaných pôdnych a klimaticko-topografických charakteristík. Zároveň však tento materiál sme sa pokúsili využiť aj pre zdokumentovanie niektorých súvislostí medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami.

Materiál a metódy

Pri práci sme využili 148 trvalých a poloprevádzkových výskumných plôch, ktoré zakladal Lesoprojekt-ÚHÚL a VÚLH v súvislosti s vyhotovovaním rastových tabuliek hlavných drevín na území Slovenska. Išlo o plochy s nezmiešanými smrekovými porastami v lesných oblastiach, kde je výskyt smreka významnejší. Plochy sa nachádzali v nadmorskej výške 430 – 1 300 m n. m., sklon plôch bol 0 – 35°, zastúpené boli všetky expozície a rôzne polohy na svahu.

Pri určovaní klimatických charakteristík pre jednotlivé plochy sme vychádzali z dlhodobých priemerných údajov meteorologických staníc, nachádzajúcich sa v blízkosti plôch. Tieto údaje sme následne prepočítali podľa zrážkových a teplotných gradientov, vypočítaných pre jednotlivé orografické celky (Mind'áš 1992).

Na každej ploche sme vykopalí pôdnu sondu. Pôdny profil sme opísali podľa morfológických znakov, vylíšili sme horizonty a určili pôdny typ a subtyp, resp. varietu podľa Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska z roku 2000. Odobrali sme pôdne vzorky z dvoch hĺbok: 2 – 6 cm (A-horizont) a 15 – 20 cm (nižšie ležiaci horizont). Pri laboratórnom spracovaní sme zisťovali nasledovné charakteristiky: zmlitosť Kačinského metódou, sušinu a hygroskopickú vodu gravimetricky po vysušení pri 105 °C, obsah humusu Ťurinovou metódou, pH-hodnoty vo vodnej a soľnej suspenzii merané potenciometrom, výmennú reakciu pôdy titračným stanovením (VK–KCl), prístupný draslík podľa Schatschabela, prístupný fosfor podľa Bray-Kurtza, prístupný dusík Pazlerovou metódou, T-hodnotu pomocou BaCl₂, výmenné kationy K, Ca, Mg, Na vo výluhu NH₄Cl pomocou atómovej absorpčnej spektrofotometrie.

Matematicko-štatistické analýzy vyhodnocovaných údajov sme vykonali pomocou programového balíka SAS 6.03 (Statistical Analysis System). Vzťahy medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami sme hodnotili vzhľadom na ich počet len lineárnou koreláciou. Významnosť korelačného koeficienta sme testovali štandardným t-testom. Pre vyhodnotenie bola použitá procedúra FACTOR. Pre vyhodnotenie skupín pôd v závislosti od klimaticko-topografických faktorov sme takisto použili lineárnu koreláciu. Jednotlivé pôdne typy a subtypy boli kódované spôsobom, uvedeným v tab. 1.

Tabuľka 1 Kódovanie pôdnych typov a subtypov podľa skupín pôd

Pôdny typ, subtyp	Skupina pôd							
	A	B	C	D	E	F	G	H
kambizem modálna, nasýtená	3	0	0	0	0	0	0	0
kambizem modálna, kyslá	2	0	0	0	0	0	0	0
kambizem podzolová	2	0	0	0	1	0	0	0
kambizem modálna, nasýtená, psefitická	2	1	0	0	0	0	0	0
kambizem modálna, kyslá, psefitická	1	1	0	0	0	0	0	0
kambizem podzolová, psefitická	1	1	0	0	1	0	0	0
kambizem luvizemná	2	0	0	1	0	0	0	0
kambizem andozemná	2	0	0	0	0	0	1	0
kambizem pseudoglejová	2	0	0	0	0	1	0	0
kambizem rendzinová	2	0	1	0	0	0	0	0
luvizem modálna, kyslá	0	0	0	2	0	0	0	0

Pôdny typ, subtyp	Skupina pôd							
	A	B	C	D	E	F	G	H
podzol modálny	0	0	0	0	3	0	0	0
podzol kambizemný	1	0	0	0	2	0	0	0
pseudoglej modálny	0	0	0	0	0	3	0	0
pararendzina kambizemná	1	0	0	0	0	0	0	2
rendzina modálna	0	0	3	0	0	0	0	0
rendzina kambizemná	1	0	2	0	0	0	0	0

Vysvetlivky: skupina pôd – kambizemné – A podzolové – E
rankrové – B pseudoglejové – F
rendzinové – C andozemné – G
luzizemné – D pararendziny – H

Výsledky a diskusia

Medzi klimaticko-topografické charakteristiky sme v našej práci zahrnuli nadmorskú výšku, sklon plochy, priemernú ročnú teplotu, ročný úhrn zrážok, úhrn zrážok vo vegetačnom období, dažďový faktor a kombinované vyjadrenie expozície a polohy na svahu prostredníctvom slnečného žiarenia, teploty a vlhkosti vzduchu (Hartmann *et al.* in Shrivastava 1976). Výsledné hodnoty pre jednotlivé plochy sú uvedené v práci Gömöryová (1993). Ročný úhrn zrážok sa pohybuje v rozpätí 670 – 1 527 mm, priemerná ročná teplota kolíše medzi 2,6 °C a 8,0 °C, Langov dažďový faktor v rozpätí 97,1 – 500,4. Podľa stupnice Mináňa (in Petrík *et al.* 1986) sa všetky plochy okrem jednej nachádzajú vo veľmi vlhkej oblasti. Je samozrejmé, že tieto charakteristiky sú navzájom značne závislé (napr. nadmorská výška a dažďový faktor so zrážkami a teplotou, zrážky a teplota navzájom, a pod.), tieto vzťahy však neboli predmetom našich sledovaní.

Opis a vlastnosti pôd na sledovaných plochách ako i výsledky analýz pôdných vzoriek vzhľadom na rozsiahlosť údajov tu neuvádzame, uvedené sú v práci Gömöryová (1993).

Vzťahy medzi klimaticko-topografickými a pôdnymi charakteristikami sú vyjadrené korelačnými koeficientmi v tab. 2. Korelácie medzi nimi sú rôzne tesné, v niektorých prípadoch štatisticky významné. Napr. s pribúdajúcou nadmorskou výškou vzrastá hrúbka nadložného humusu ($r = 0.449$), obsah humusu (pre hĺbku 15 – 20 cm je korelačný koeficient značne vysoký $r = 0.520$) a skeletnatosť pôd ($r = 0.227 - 0.288$). Ďalšie závislosti, ktoré sa tu prejavili, treba hodnotiť opatrne. Týka sa to najmä vzostupu frakcie hrubého piesku a poklesu frakcie ílu s nadmorskou výškou, či vyššia kyslosť pôd. Pokles ílu s nadmorskou výškou by súhlasil aj s pozorovaniami Šályho (1986), na druhej strane musíme vziať do úvahy tú skutočnosť, že sme horniny nemali rovnomerne zastúpené v celom rozpätí nadmorskej výšky, ale v nižších výškach nám dominovali horniny, poskytujúce jemnejší materiál (andezity, andezitové tufy), vo vyšších nadmorských výškach zase hrubozrnnejšie horniny (napr. granodiority). Otázne je, či práve s touto skutočnosťou nesúvisí nami zistený pokles ílu a tým vzostup piesčitej frakcie s nadmorskou výškou.

Keďže s nadmorskou výškou úzko súvisí teplota vzduchu a úhrn zrážok, bolo dosť pravdepodobné, že sa aj medzi týmito a pôdnymi charakteristikami prejavajú určité vzťahy. Otázne je len, či vo väčšej miere v súvislosti s teplotou alebo so zrážkami. Ak sa pozrieme na údaje v tab. 2, zistíme, že pri väčšine pôdných charakteristík je výraznejšia závislosť od teploty ako od zrážok, čo je pri niektorých charakteristikách dosť prekvapujúce (napr. pH pôdy).

Pokiaľ ide o charakteristiky polohy – so zvyšujúcim sa sklonom môžeme očakávať skeletnatejšie pôdy, s vyšším obsahom humusu. V súvislosti s expozíciou a polohou plochy na svahu vyšiel významný korelačný koeficient len s frakciou prachu (0,01 – 0,05 mm) a hrubého piesku (0,1 – 2,0 mm), pričom sa ukazuje, že obsah hrubého piesku je najvyšší na južnejších expozíciách a v horných častiach svahov, na rozdiel od frakcie prachu, ktorej podiel vzrastá na svahoch orientovaných na sever a v ich nižších častiach.

Informáciu o výskyte skupín pôd v súvislosti s klimatickými faktormi a faktormi polohy nájdeme v tab. 3. Korelačné koeficienty nie sú vysoké, napriek tomu sú však niektoré štatisticky významné. Ide len o orientačné údaje, pretože sledovať uvedené závislosti by malo väčší zmysel v tom prípade, keby sme sledovali pôdne typy resp. subtypy vytvorené z rovnakého materského substrátu.

Tabuľka 3 Korelácie medzi klimaticko-topografickými charakteristikami a skupinami pôd

Pôdy	NV	$sklon$	T_R	Z_r	Z_V	R	T	V	LD
rankrové	-.004	.161	-.033	.168	.147	-.014	-.034	-.099	.111
rendzinové	-.171	.050	.177	-.024	-.048	.168	.150	.247	-.125
luvizemné	-.195	-.128	.154	.184	-1.69	.094	.107	.228	-.137
kambizemné	-.026	-.068	.024	-.011	-.007	-.120	-.073	-.160	-.087
podzolové	.448	.004	-.369	.144	.162	-.119	-.183	-.064	.331
pseudoglejové	-.118	-.194	.096	-.199	-.095	.125	.121	.069	-.102
andozemné	-.007	.049	.018	-.039	-.067	.095	.140	.085	-.036

NV – nadmorská výška, T_R – priemerná ročná teplota, Z_r – ročný úhrn zrážok, Z_V – úhrn zrážok vo vegetačnom období, R – “Žiarenie”, T – “teplota”, V – “vlhkosť”, LDF – Langov dažďový faktor
Štatisticky významné korelačné koeficienty ($P > 0,95$) sú vyznačené **tučným** písmom

Ako vyplýva z uvedenej tabuľky, najvýraznejšie závislosti sa prejavili pri podzolových pôdach – pribúdanie ich výskytu so stúpajúcou nadmorskou výškou. Prekvapujúca je ich tesnejšia závislosť s priemernou ročnou teplotou ako s úhrnom zrážok. V súvislosti s nadmorskou výškou sa ukázal ako významný aj výskyt pôd rendzinových a luvizemných. I keď pri týchto vyšli určité súvislosti aj s teplotou a so zrážkami, predsa len pôjde skôr o súvislosť výskytu materského substrátu s nadmorskou výškou ako o priame pôsobenie klimatických faktorov.

Ukazuje sa taktiež, že so zväčšujúcim sa sklonom plôch rastie výskyt rankrových pôd, na miernejšie svahy sú naopak viazané pôdy pseudoglejové.

Záver

Pri vzťahoch medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami sa viac-menej potvrdili doteraz známe súvislosti. Pre ich posúdenie sme použili korelačný koeficient, ktorý je mierou tesnosti lineárnej závislosti. Samozrejme predpokladáme, že niektoré zo závislostí medzi pôdnymi vlastnosťami nie sú lineárne, avšak pri danom počte sledovaných charakteristík nebolo možné bližšie preskúmať dané súvislosti. Vo viacerých prípadoch sa ukázali pomerne tesné korelácie, avšak vzhľadom nato, že metodika prác bola zameraná na sledovanie vzťahov medzi pôdnymi charakteristikami a výškovým rastom smreka, neumožňuje nám rozsah materiálu vyjadriť sa k otázke, či sa jedná o vzťahy priame alebo sprostredkované.

Podakovanie

Táto práca bola podporená Grantovou agentúrou VEGA, projekty č. 9264/02, 9265/02 a 9207/02.

Literatúra

- GÖMÖRYOVÁ, E., 1993: Vplyv pôdy na výškový rast smreka. Diplomová práca, TU Zvolen, 134 s.
 KARPAČEVSKIJ, L.O., 1981: Les i lesnyje počvy. Lesnaja promyšlennost', Moskva, 264 s.
 KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia, Bratislava, 76 s.
 MINĐÁŠ, J., 1992: Klimatická charakteristika vertikálneho rozšírenia lesných drevín na Slovensku. Diplomová práca, TU Zvolen, 40 s.
 PETRIK, M. – HAVLÍČEK, V. – UHRECKÝ, I., 1986: Lesnícka bioklimatológia. Príroda, Bratislava, 352 s.
 SHRIVASTAVA, M.B., 1976: Quantifizierung der Beziehungen zwischen Standortsfaktoren und Oberhöhe am Beispiel der Fichte in Hessen. Göttinger Bodenkdl. Ber., 43, 228 s.
 ŠÁLY, R., 1986: Svahoviny a pôdy Západných Karpát. VEDA, Bratislava, 200 s.

Korelačné vzťahy medzi pôdnymi a klimaticko-topografickými charakteristikami sledovaných plôch

Pôdna charakteristika	NV	Sklon	T_R	Z_R	Z_V	R	T	V	LDF
hrúbka nadl. humusu	0.449	-0.002	-0.476	0.180	0.261	-0.078	-0.105	-0.035	0.384
hrúbka A-horizontu	0.006	0.029	0.008	0.018	-0.015	0.027	0.011	-0.010	0.020
Hĺbka 2 – 6 cm									
podiel skeletu	0.227	0.252	-0.243	0.141	0.190	-0.054	-0.066	-0.042	0.214
frakcia (mm) < 0.002	-0.274	-0.052	0.212	0.030	0.039	0.020	0.081	0.096	0.054
0.002–0.01	-0.281	-0.009	0.249	0.036	0.043	0.073	0.123	0.132	-0.114
0.01–0.05	-0.366	-0.076	0.407	-0.201	-0.230	0.336	0.348	0.257	-0.251
0.05–0.1	0.079	0.079	-0.060	0.038	-0.011	0.081	0.105	-0.039	-0.019
0.1–2.0	0.437	0.055	-0.415	0.064	0.082	-0.232	-0.297	-0.230	0.065
príst. vod. kapacita	-0.168	-0.110	0.172	-0.066	-0.079	0.096	0.126	0.092	-0.124
hygroskopická voda	0.239	0.170	-0.120	0.136	0.103	0.007	0.039	-0.003	0.180
pH/H ₂ O	-0.272	0.055	0.303	0.079	-0.142	0.045	0.040	0.064	-0.230
pH/KCl	-0.255	0.033	0.283	-0.078	-0.129	0.110	0.092	0.114	-0.214
VK–KCl	0.390	-0.030	-0.412	0.174	0.248	0.014	0.008	0.038	0.312
obsah humusu	0.423	0.075	-0.337	0.194	0.232	-0.017	0.005	0.122	0.295
zásoba humusu	0.293	0.051	-0.243	0.106	0.158	-0.040	0.004	0.059	0.204
obsah fosforu	0.057	0.100	0.040	0.037	-0.028	-0.007	-0.018	-0.096	0.014
zásoba fosforu	0.044	0.084	0.040	0.021	-0.041	-0.033	-0.035	-0.118	0.005
obsah draslíka	-0.027	0.065	0.142	-0.119	-0.174	0.034	0.034	0.003	-0.109
zásoba draslíka	-0.062	0.061	0.148	-0.093	-0.149	-0.003	0.018	-0.035	-0.118
Hĺbka 15 – 20 cm									
podiel skeletu	0.288	0.213	-0.290	0.240	0.259	-0.007	-0.088	-0.073	0.290
frakcia (mm) < 0.002	-0.267	0.003	0.197	0.138	0.122	-0.007	0.032	0.079	0.124
0.002–0.01	0.327	0.007	0.272	0.001	0.005	0.104	0.138	0.135	0.045
0.01–0.05	-0.460	-0.066	0.470	-0.245	-0.294	0.305	0.321	0.220	-0.341
0.05–0.1	0.034	0.175	0.017	0.148	0.045	0.126	0.097	0.040	0.041
0.1–2.0	0.491	-0.017	-0.452	0.007	0.065	0.222	-0.258	-0.214	0.261
príst. vod. kapacita	-0.431	-0.222	0.396	-0.258	-0.278	0.136	0.182	0.122	-0.303
hygroskopická voda	0.263	0.216	-0.130	0.183	0.149	0.047	0.049	0.022	0.222
pH/H ₂ O	-0.244	0.026	0.271	-0.029	-0.075	0.105	0.110	0.154	-0.054
pH/KCl	-0.191	0.050	0.209	-0.061	-0.082	0.147	0.140	0.190	-0.005
VK–KCl	0.397	0.055	-0.453	0.203	0.267	-0.048	-0.059	-0.025	0.249
obsah humusu	0.520	0.234	-0.433	0.297	0.339	-0.007	-0.045	0.030	0.487
zásoba humusu	0.105	0.105	-0.301	0.147	0.180	0.025	-0.019	0.052	0.303
obsah fosforu	0.094	0.108	-0.010	0.124	0.051	-0.045	-0.036	-0.066	0.072
zásoba fosforu	0.039	0.044	0.038	0.060	-0.012	-0.031	-0.019	-0.074	0.011
obsah draslíka	-0.103	0.081	0.207	-0.068	-0.125	0.082	0.051	0.029	-0.137
zásoba draslíka	-0.212	-0.056	0.289	-0.122	-0.184	0.064	0.036	0.021	-0.226
Celková zásoba v hĺbke 0 – 30 cm									
Príst. vod. kapacita	-0.431	-0.237	0.405	-0.247	-0.268	0.164	0.210	0.152	0.168
zásoba humusu	0.090	0.090	-0.315	0.137	0.189	0.017	0.014	0.089	0.287
zásoba fosforu	0.045	0.056	0.039	0.051	-0.023	-0.031	-0.023	-0.090	0.010
zásoba draslíka	-0.151	0.028	0.241	-0.116	-0.182	0.036	0.029	-0.006	-0.189

NV – nadmorská výška, T_R – priemerná ročná teplota, Z_R – ročný úhrn zrážok, Z_V – úhrn zrážok vo vegetačnom období, R – “žiarenie”, T – “teplota”, V – “vlhkosť”, LDF – Langov dažďový faktor
Štatisticky významné korelačné koeficienty ($P > 0,95$) sú vyznačené **tučným** písmom

Mikrobiálna aktivita pôdy v bukovom ekosystéme – jej časová a priestorová premenlivosť

Soil Microbial Activity in the Beech Ecosystem – its Temporal and Spatial Variability

Erika GÖMÖRYOVÁ

*Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, T.G.Masaryka 24, 960 53 Zvolen, SR,
e-mail: egomory@vsld.tuzvo.sk*

Abstrakt

V práci zisťujeme, ako kolíšu hodnoty niektorých mikrobiologických charakteristík (aktivity katalázy a respiračného efektu) v 80-ročnom bukovom poraste a či existuje pri nich nejaká súvislosť s rozmiestnením stromov na ploche. Na základe zistených hodnôt môžeme konštatovať, že variačné koeficienty pri pôdnej respirácii sa pohybovali od 37 % do 54 %, pri aktivite katalázy boli o niečo nižšie 19 % – 23 %. Rozdiely v priebehu roka boli malé. Predpokladáme, že veľká priestorová variabilita prekrýva zmeny hodnôt oboch charakteristík v priebehu roka. Pri danom systéme odberu vzoriek (1 m vzdialenosti v sieti 10 x 10 m) sme nezaznamenali odraz stromov v priestorovej diferenciacii sledovaných mikrobiologických charakteristík, i keď pri aktivite katalázy čiastočne pozorovať vyššie hodnoty pod okrajmi, resp. medzikorunovými priestormi stromov.

Kľúčové slová: mikrobiálna aktivita pôdy, bukový ekosystém, časová variabilita, priestorová variabilita

Abstract

In our work we have found how some microbial characteristics values are ranging (catalase and respiration effects activities) in 80-years old beech canopy and possible existence of some dependence in trees distribution in the area. Based on the analysed values we can state, that variation coefficients at soil respiration ranged from 37 – 54 %, at catalase activity they were a little lower, about 19 – 23 %. The differences in the year course were small. We assume that great spatial variability overlaps changes of both characteristics values during the year. At given sampling system (1 m distances in grid 10 x 10 m) there was not reflected trees pattern in spatial differentiation of the studied microbial characteristics, although at catalase activity there were partially observed higher values under margins or intra-crown spaces of trees.

Keywords: soil microbial activity, beech ecosystem, temporal variability, spatial variability

Úvod

Lesné pôdy v porovnaní s pôdami poľnohospodárskymi sa vo všeobecnosti vyznačujú väčšou priestorovou variabilitou niektorých pôdných vlastností. V lesných porastoch sa stromy nachádzajú na jednom mieste značnú dobu, veľkosť koruny stromov, jej tvar, druh dreviny, charakter kôry stromu a podobne priamo i nepriamo vplyvajú na okolité prostredie – v porastoch dochádza k nerovnomernému prísunu zrážkovej vody k pôde v dôsledku intercepcie či stoku po kmeni, k nerovnomernému rozdeleniu opadu na povrchu pôdy, či k rozdielom pri príjme živín koreňmi a ich výlučkoch. Stromy tiež v značnej miere ovplyvňujú teplotné a svetelné podmienky v poraste. Tým sú dané aj rozdiely niektorých pôdných vlastností už na pomerne malej ploche. Existuje rozsiahly počet prác, zaoberajúcich sa variabilitou pôdných vlastností v lesných porastoch. Najčastejšie sa sledujú zmeny vlhkosti pôdy a pôdnej reakcie, v poslednom období však pribúda aj prác zaoberajúcich sa priestorovou varia-

bilitou mikrobiálnych pomerov v lesných pôdach. So zmenou mikroklimatických pomerov, ako i so zmenou fyzikálnych a chemických vlastností pôd možno totiž predpokladať aj zmeny v zastúpení a aktivite mikroorganizmov, či pôdných organizmov vo všeobecnosti.

Zaujímavá môže byť situácia v bukových porastoch, pretože korunová stavba bukov usmerňuje časť zrážok tak, že stekajú po kmeni, pričom tento stok môže predstavovať až 25 % zrážok voľnej plochy (Petrík 1985). V okolí kmeňa vo vzdialenosti niekoľko centimetrov až niekoľko metrov začína pôsobiť erózia, pôda sa okysľuje, dochádza k jej morfológickým zmenám, mení sa objemová hmotnosť a distribúcia jednotlivých zrnitostných frakcií (Glatzel *et al.* 1985, Schulte *et al.* 1987).

Cieľom našej práce bolo zistiť, ako kolíšu hodnoty niektorých mikrobiologických charakteristík (vzhľadom na jednoduchosť stanovenia a finančnú nenáročnosť sme sa zamerali na stanovenie aktivity katalázy a respiračného efektu) v bukovom poraste a či existuje pri nich nejaká súvislosť s rozmiestnením stromov na ploche.

Materiál a metódy

Variabilitu aktivity katalázy a respiračného efektu sme zisťovali v 80-ročnom bukovom poraste v Kremnických vrchoch (polesie Kováčová). Nadmorská výška je 530 m, expozícia JJZ, sklon 5° (vrcholová plošina). Bukový porast má zakmenenie 0,8. Pôdu reprezentuje kambizem andozemná so 60 % skeletu v Bv-horizonte.

Pôdne vzorky sme odobrali na jar, v lete a na jeseň r. 2002 z humusového horizontu (hĺbka 2 – 8 cm) zo zákopkov, rozmiestnených pravidelne vo vzdialenosti 1 m v štvorcovej sieti 10 x 10 m, pri každom odbere teda 110 vzoriek. Vzorky sme uskladňovali pri teplote 4 °C, maximálne 4 týždne. Zo vzoriek sme odstránili skelet a koreňky rastlín.

V laboratóriu sme okrem základných pôdných charakteristík (momentálna vlhkosť pôdy, pH/H₂O, pH/KCl, obsah humusu) stanovili respiračný efekt (Re) podľa Isermeyera (*in* ALEF 1991) a aktivitu katalázy (Ak) podľa modifikovanej metódy Kurbatova a Dvojnišnikovej (Obr *et al.* 1986).

Pre výpočet základných štatistických charakteristík bol použitý programový balík SAS. Priestorové rozdelenie aktivity katalázy a respiračného efektu bolo modelované pomocou bodového krigingu. Pre obe mikrobiologické charakteristiky bol použitý model semivariogramu. Pre konštrukciu semivariogramu a krigingový odhad bol použitý program GeoEAS.

Výsledky a diskusia

V tab. 1 uvádzame základné štatistické charakteristiky pre aktivitu katalázy a respiračný efekt.

Tabuľka 1 Základné štatistické charakteristiky pre aktivitu katalázy a respiračný efekt

	N	x	s _x	s _x %	x _{min}	x _{max}
Dátum odberu: 1. 4. 2002						
Ak (ml O ₂ /10 min.)	109	101,82	19,45	19,11 %	37,83	153,53
Re (mg CO ₂ /24 hod.)	109	7,06	2,82	39,99 %	1,20	15,98
Dátum odberu: 2. 6. 2002						
Ak (ml O ₂ /10 min.)	110	118,85	22,34	18,80 %	41,39	189,13
Re (mg CO ₂ /24 hod.)	110	5,73	2,14	37,29 %	0,89	10,53
Dátum odberu: 3. 10. 2002						
Ak (ml O ₂ /10 min.)	110	122,32	28,37	23,20 %	53,4	173,55
Re (mg CO ₂ /24 hod.)	110	6,54	3,56	54,38 %	0,65	28,07

Vysvetlivky: N – počet vzoriek, x – aritmetický priemer, s_x – smerodajná odchýlka,
s_x % – variačný koeficient, x_{min}, x_{max} – minimálna a maximálna hodnota

Pôdna respirácia je jednou z charakteristík, ktoré sa veľmi často zisťujú v súvislosti s imisným zaťažením pôdy ťažkými kovmi, kyslými depozíciami i v súvislosti s klimatickými zmenami (Vanhalu *et al.* 1996). Predstavuje približne 25 % z celkového množstva uvoľneného CO₂ (Bouwmann *et al.* 1998), ale pomerne obtiažne je stanoviť jej presné množstvo, nakoľko je jednou z najvariabilnejších parametrov pôdy (Aiken *et al.*, 1991). Variačné koeficienty pri pôdnej respirácii sa pohybujú na trávnatých plochách a poliach od 35 % až po 150 %, k veľkým zmenám v pôdnej respirácii dochádza už na pomerne malých vzdialenostiach (Stoyan *et al.*, 2000). Na našich plochách variačný koeficient pri pôdnej respirácii predstavoval 37 % až 54 %, pričom táto najvyššia hodnota bola zistená v jesennom období. To, že pôdna respirácia sa vyznačuje značnou priestorovou variabilitou, dokumentujú aj práce ďalších autorov (Stork *et al.* 1998, Buchmann 2000, Ananyeva *et al.* 2002, a ďalší).

Podstatne menej na našich plochách kolísali hodnoty aktivity katalázy – variačný koeficient sa pohyboval v rozpätí 19 % až 23 %. I v literatúre sa uvádza, že aktivita katalázy je veľmi stabilná, zatiaľ čo pôdna respirácia je silne ovplyvnená vlhkosťou pôdy, jej teplotou, konzistenciou a prítomnosťou niektorých organických látok v pôde (Alef 1991). I keď stanovenie aktivity katalázy sa vyznačuje jednoduchosťou a rýchlosťou, a je veľmi vhodným biologickým parametrom pre porovnávanie kontaminovaných plôch či plôch s rôznym obhospodarovaním (Riffaldi *et al.*, 2002), predsa len v literatúre nachádzame o nej údaje pomerne vzácne.

Časovú variabilitu nemôžeme dostatočne dobre posudzovať na základe uvedených údajov, i keď napr. pri pôdnej respirácii pozorovať najnižšie hodnoty v lete a najvyššie na jar, čo by súhlasilo aj s prácami Vanhalu (2002). Pôdna respirácia úzko súvisí s vlhkosťou pôdy, čo sa odráža na jej nižších hodnotách v letnom období. Rozdiely v priebehu roka však aj pri aktivite katalázy a koniec koncov aj pri pôdnej respirácii sú pomerne malé a otázne je, či samotná priestorová variabilita daných biologických parametrov nie je väčšia ako ich zmeny v priebehu roka. Keďže pri niektorých vlastnostiach pôdy pozorovať ich zmeny v súvislosti s korunovými projekciami a so zmenami vzdialenosti od kmeňov drevín (najmä bukov), zaujímalo nás, či aj na našich plochách je možné pri aktivite katalázy a pôdnej respirácii zaznamenať podobné trendy.

Na obr. 1 máme znázornené priestorové rozdelenie daných mikrobiologických charakteristík, pozície stromov na plochách i korunové projekcie stromov. Ako je z obrázka zrejmé, aktivita katalázy aj pôdna respirácia patria medzi veľmi variabilné pôdne charakteristiky, k zmenám dochádza už aj na malé vzdialenosti. Extrémne vysoké aj extrémne nízke hodnoty sa nachádzajú často priamo vedľa seba. Pri pôdnej respirácii sme nezaznamenali žiadnu súvislosť s rozmiestnením stromov na ploche, minimálne i maximálne hodnoty sú nerovnomerne rozdelené na celej ploche. Podobne je tomu i pri aktivite katalázy, i keď pri nej najmä v letnom a v jesennom období pozorovať vyššie hodnoty pod okrajmi korún, resp. pod medzikorunovými priestormi, čo by mohlo súvisieť s vyšším prísunom svetla a tepla k pôdnemu povrchu. Pri danom systéme odberu vzoriek (sieť 10 x 10 m) sa na našich plochách neprejavili podobné trendy ako napr. pri zmenách pH-hodnôt, obsahu humusu a pod. Nevylučujeme však, že pri hustejšej sieti (odbery vzoriek vo vzdialenostiach menších ako 1 m) by sa neprejavili určité súvislosti s pozíciou stromov.

Záver

Na základe zistených hodnôt a údajov z literatúry môžeme konštatovať, že pôdna respirácia aj aktivita katalázy sa vyznačujú značnou priestorovou variabilitou. Na našich plochách v 80-ročnom bukovom poraste variačné koeficienty pri pôdnej respirácii sa pohybovali od 37 % do 54 %, pri aktivite katalázy boli o niečo nižšie 19 % – 23 %. Rozdiely v priebehu roka boli malé. Predpokladáme, že veľká priestorová variabilita prekrýva zmeny hodnôt oboch charakteristík v priebehu roka. Pri danom systéme odberu vzoriek (1 m vzdialenosti v sieti 10 x 10 m) sme nezaznamenali odraz stromov v priestorovej diferenciácii sledovaných mikrobiologických charakteristík, i keď pri aktivite katalázy čiastočne pozorovať vyššie hodnoty pod okrajmi, resp. medzikorunovými priestormi stromov.

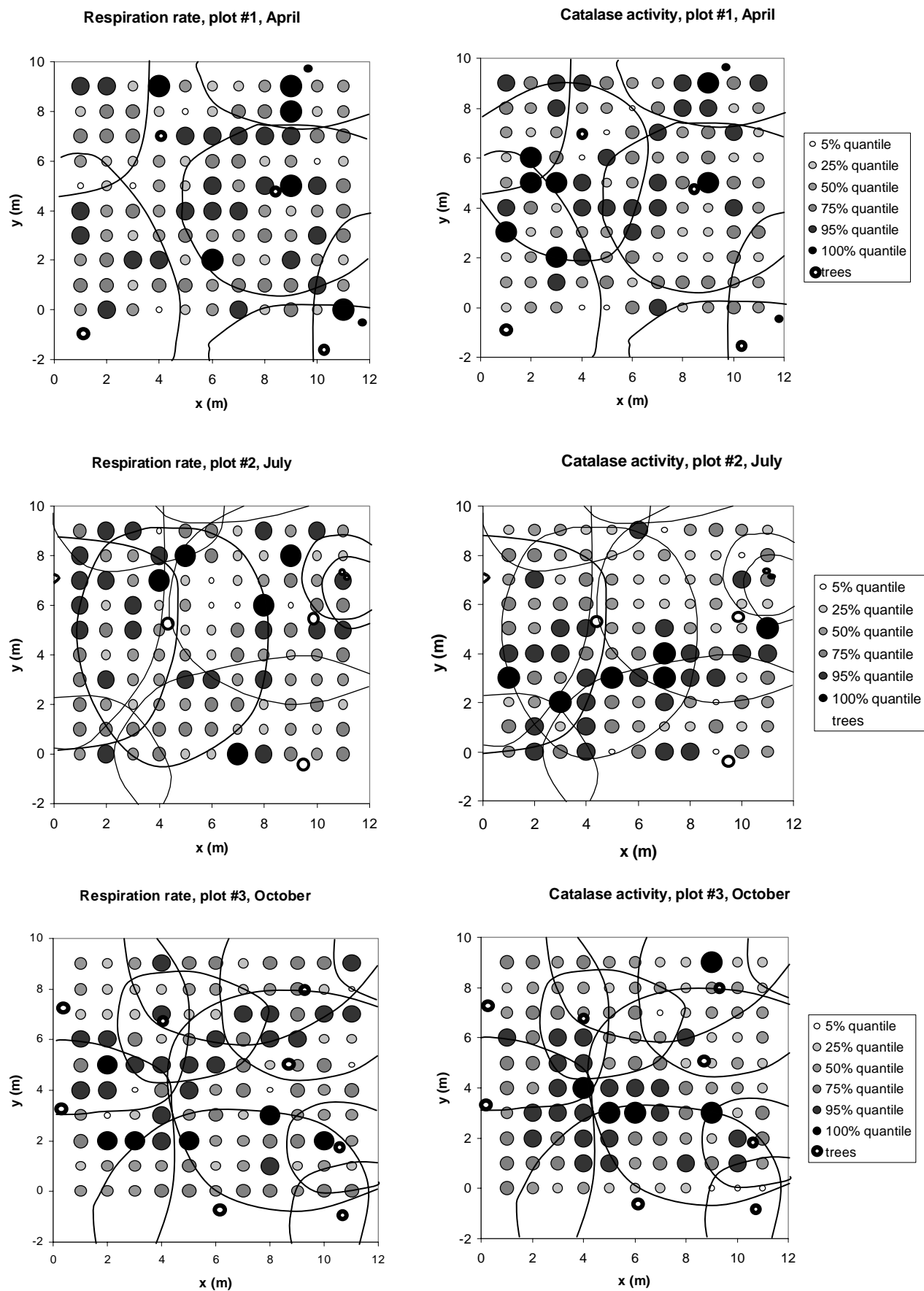
Podakovanie

Táto práca bola podporená Grantovou agentúrou VEGA, projekty č. 9264/02, 9265/02 a 9207/02.

Literatúra

- AIKEN R.M. - JAWSON M.D. - GRAHAMMER K. - POLYMENOPOULOS A.D., 1991: Positional, spatially correlated and random components of variability in carbon dioxide efflux. *J. Environ. Quality* 20: 301 – 308.
- ALEF K., 1991: *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung.* Ecomed, Landesberg, 284 s.
- ANANYEVA N.D. - BLAGODATSKAYA E.B. - DEMKINA T.S., 2002: Temporal and spatial variability of the microbial metabolic quotient in soils. *Eurasian Soil Science*, 35(10): 1092 – 1099.
- BOUWMANN A.F. - GERMON J.C., 1998: Special issue – Soils and climate change – Introduction. *Biol. Fert. Soils* 27: 219.
- BUCHMANN N., 2000: Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11-12): 1625 – 1635.
- GLATZEL G. - KAZDA M., 1985: Wachstum und Mineralstoffernährung von Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) auf versauertem und schwermetallbelastetem Bodenmaterial aus dem Einsickerungsbereich von Stammabflusswasser in Buchenwälder. *Zeitschrift fuer Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 148 (4): 429 – 438.
- OBR F. - CIESARIK M. - ŠÁLY R., 1986: Cvičenia z pedológie a mikrobiológie. ES VŠLD Zvolen, 156 s.
- PETRÍK M., 1985: Radiačný a zrážkový režim v ekosystéme jedľobučiny. Správa pre záverečnú oponentúru samostatnej etapy čiastkovej výskumnej úlohy VI-3-6/02.1., Zvolen, 58 s.
- RIFFALDI, R. - SAVIOZZI, A. LEVI-MINZI, R. - CARDELLI, R.: Biochemical properties of a Mediterranean soils affected by long-term crop management systems. *Soil and tillage research* :67 (1): 109 – 114.
- SCHULTE, A. - SPITELLER, M., 1987: Veränderung bodenchemischer Parameter im Stammabflussbereich von Buchen. *Forst- und Holzwirt.* 6: 150 – 154.
- STOYAN, H. - DE-POLLI, H. - BOEHM, S. - ROBERTSON, G.P. - PAUL, E.A., 2000: Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. *Plant and soil* 222: 203 – 214.
- STORK R. - DILLY, O., 1998: Scale-dependent spatial variability of microbiological characteristics in soil of a beech forest. *Zeitschrift fuer Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161(3): 235 – 242.
- VANHALA, P. - FRITZE, H. - NEUVONEN, S., 1996: Prolonged simulated acid treatment in the subarctic: effect on the soil respiration rate and microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils* 23, 7 – 14.

Obr. 1 Hodnoty pôdnej respirácie a aktivity katalázy na plochách, pozície stromov a korunov. projekcií



Limitujúce faktory vo vzťahu k zúrodňovaniu poľnohospodárskej pôdy

Limiting Factors in Relationship to Farmland Fertilization

Ján HALAS - Monika GUTTEKOVÁ - Tadeáš LITAVEC

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

Abstrakt

Príspevok je venovaný problematike limitujúcich faktorov a následnému zúrodňovaniu poľnohospodárskych, predovšetkým orných pôd, s cieľom zvýšenia produkčnej schopnosti a trvalo udržateľnej úrodnosti pôdy, na príklade poľnohospodárskeho podniku Farma Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly. Východiskovým materiálom pre spracovanie bola vrstva produkčných blokov vyčlenených na pozadí ortofotomáp a ROEP – vrstva BPEJ, obe v mierke 1:5 000 v digitalizovanom tvare. Databázy pôd vyselektovaných pre zúrodňovanie boli vytvorené podľa hlavných pôdných jednotiek. Z výsledkov vyplýva nevyhnutnosť venovať zvýšenú pozornosť otázke melioračného vápnenia, protieróznym opatreniam, hnojeniu organickými hnojivami, prevencii a odstraňovaniu nežiadúcej kompaktácie pôdy. Zúrodňovacie opatrenia je potrebné vykonávať komplexne, v súlade s konkrétnymi pôdno-klimatickými a ekologickými podmienkami.

Kľúčové slová: pôda, zúrodňovanie, melioračné vápnenie, erózia, zhutnenie pôdy

Abstract

The paper is devoted to the problem of limiting factors and subsequent improvement of farmland, primarily arable land with the aim to increase soil productivity and sustainable soil fertility, on example of the farm Agro-Dubrava s.r.o. Kobyly. Starting point material for elaboration was the map layer of production blocks identified on background of ortho-photo maps and ROEP maps – so-called layer of Bonity Pedo-Ecological Units (BPEJ), both in the scale 1:5 000 in digitalized form. Soil databases for fertilization were selected out according to the main soil units. Resulting is inevitability to pay an increased attention to the problem of ameliorative liming, erosion control measures, manure prevention and compensation of soil compaction. Reclamation measures should be implemented wholly, in harmony with individual pedo-climatic and ecological conditions.

Keywords: soil, fertilization, ameliorative liming, erosion, soil compaction

Úvod

Popri pretrvávajúcej tendencii znižovania výmery poľnohospodárskeho pôdneho fondu, vystupuje do popredia otázka „kvality“ pôdy z hľadiska produkcie hygienicky neškodných potravín. Zúrodňovanie pôdy resp. ochrana pôdy pred degradáciou je jednou zo základných podmienok pre zabezpečenie tohoto stavu. Snahou každého užívateľa hospodáriaceho na pôde by z tohto pohľadu malo byť udržiavanie pôdy na takom stupni úrodnosti, resp. produkčnej schopnosti, aby racionálnym hospodárením získal nielen maximálnu produkciu pestovaných plodín pri čo najmenších vstupoch, ale zároveň zabezpečil aj ekologické funkcie pôdy.

Analýzu limitujúcich pôdných faktorov vo vzťahu k zúrodňovaniu sme realizovali na pôdach poľnohospodárskeho podniku Farma Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly.

Charakteristika územia

Hospodársky obvod Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly pozostáva z katastrálnych celkov obcí Kobyly, Janovce a Tročany. Územie je lokalizované v južnej časti okresu Bardejov na západných svahoch Ondavskej vrchoviny a v časti Bartošovskej kotliny. Z geomorfologického hľadiska je pomerne členité, striedajú sa tu roviny a stredne až silno svahovité pahorkatiny. V údolných polohách v povodí rieky Sekčov a v okolí miestnych potokov sú nevelké roviny s menšími terénnymi depresiami. Východná časť územia sa rozprestiera na svahoch Ondavskej vrchoviny so svahovitým terénom. Najnižšia nadmorská výška je 335 m n. m., najvyššia 502 m n. m.

Z geologického hľadiska sa na stavbe územia podieľajú treťohorné horniny a štvrťohorné sedimenty. Treťohory sú zastúpené paleogénnym karpatským flyšom s dvoma materskými substrátmi: a) karpatský flyš v typickom vývoji – striedanie pieskovcov a ílovitých bridlíc vo vrstvách rôznej mocnosti, b) flyšové pieskovce nevápenaté – je to jemnozrnná hornina, ktorá vznikla stmelením drobných zŕn minerálov a hornín rôzneho pôvodu. Štvrťohory sú zastúpené starším pleistocénom a najmladším holocénom, t.j. delúviami s prevahou svahovín. Celá skupina svahových sedimentov je prevažne kyslého charakteru, často premiešaných so skeletom z flyšových hornín. Holocén sa nachádza v povodí toku Sekčov a v povodí miestnych potokov. Je tvorený vápenatými uloženinami. Z pohľadu klimatických pomerov je hospodársky obvod Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly situovaný v dvoch klimatických regiónoch (tabuľka 2).

Tabuľka 2 Charakteristika klimatických regiónov

Kód regiónu	Charakteristika klimatického regiónu	Suma teplôt nad 10 °C	Počet dní s teplotou nad 5 °C
07	Mierne teplý, mierne vlhký	2 500 – 2 200	215
08	Mierne chladný, mierne vlhký	2 200 – 2 000	208

Väčšia časť územia (75,3 %) spadá do klimatického regiónu 07, vyššie situované polohy (24,7 %) do klimatického regiónu 08.

Výmera a štruktúra pôdneho fondu

Pre účely analýzy využívania pôdneho fondu sme použili údaje z vrstvy produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde vyčlenených na pozadí ortofotomáp po základnej verifikácii poľnohospodárskymi subjektami. Údaje z tejto vrstvy korešpondujú so skutočným stavom užívania pôdy. Štruktúra pôdneho fondu za poľnohospodársky podnik je uvedená v tabuľke 1. a zobrazená na obrázku, resp. mapke 1.

Tabuľka 1 Štruktúra využitia pôdneho fondu Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

Druh pozemku	výmera v ha	Podiel z výmery poľnohospodárskej pôdy v %
Poľnohospodárska pôda	1 145	–
Orná pôda	686	59,9
Trvalé trávne porasty	298	26,0
Trvalé trávne porasty – lúky	101	8,8
Trvalé trávne porasty – pasienky	60	5,3

Zastúpenie a stručná charakteristika pôdných predstaviteľov

Pre všeobecnú orientáciu uvádzame prehľad jednotlivých pôdných predstaviteľov analyzovaného podniku.

Tabuľka 3 Zastúpenie pôdnych predstaviteľov na území Farmy Agro-Dúbrava s.r.o Kobyly

Pôdny typ, subtyp	Kód a Symbol	Zastúpenie	
		ha	%
Kambizem		1 068	93,28
kambizem typická (kyslá na flyši)	66 KMm ^a	8	0,70
kambizem pseudoglejová (kyslá na flyši)	69 KMg	292	25,50
kambizem pseudoglejová (na flyši)	70 KMg	193	16,86
kambizem pseudoglejová s výsk. podz. vody	72 KMg	22	1,92
kambizem (typ) plytká na flyši	78 KMm	404	35,29
kambizem (typ) plytká na flyši na výr. svahoch	82 KMm	15	1,31
kambizem pseudoglejová (na výraz. svahoch)	84 RNk	134	11,70
Pseudoglej		15	1,31
pseudoglej typický	57 PGm	15	1,31
Fluvizem		62	5,41
fluvizem glejová (stredne ťažká)	11 FM _G	52	4,54
fluvizem glejová (veľmi ťažká)	13 FM _G	10	0,87

Materiál a metódy

Pri spracovávaní riešenej problematiky limitujúcich faktorov vo vzťahu k zúrodňovaniu pôd, boli pre naplnenie stanovených cieľov vymedzené pôdy s potenciálne kyslou pôdnou reakciou, ohrozené vodnou eróziou, vymedzené pre biologické zúrodňovanie resp. pôdy s nízkym obsahom a zlou kvalitou humusu a zhutnené pôdy. Vytvorili sme databázy pre jednotlivé skupiny pôd podľa hlavných pôdnych jednotiek (HPJ), na základe platných metodík VÚPOP, alebo vlastných na báze štatistiky, štúdia a nadobudnutých skúseností. V prvej, tretej a štvrtej skupine sú zahrnuté len pôdy hlboké až stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité, na svahoch do 12°, v druhej všetky pôdy. (Podrobnejšia metodika In CD 1. pedologické dni). Za východiskový podklad sme zobrali vrstvu produkčných blokov vyčlenených na pozadí ortofotmáp z analyzovaného podniku a ROEP – vrstvu BPEJ, z príslušných katastrálnych území, obe v mierke 1:5 000 v digitálnom tvare. Vlastné spracovanie databáz bolo realizované v prostredí Microsoft Excel a Access, mapové v prostrediach Arc View a Arc Info.

Výsledky a návrhy opatrení

S analyzovaným stavom v oblasti jednotlivých skupín pôd, úzko súvisí aj navrhnutie vhodných agrotechnických, agrochemických, agrobiologických a protieróznych zúrodňovacích opatrení, či už preventívnych, eliminačných alebo stabilizačných, ktoré súčasne prispievajú k trvalo udržateľnej úrodnosti a produkčnej schopnosti pôdy. Dosiahnuté výsledky sú prezentované v tabuľkách 2 – 9 a na obrázkoch 2 – 5.

Pôdy s potenciálne kyslou pôdnou reakciou – zistené údaje (prezentované v tabuľke 4) sme porovnávali s výsledkami agrochemického skúšania pôd (ASP) z roku 1999, pričom sme zistili, že v hospodárskom obvode užívateľa poľnohospodárskej pôdy je 40,6 % pôd z výmery ornej pôdy so slabo kyslou pôdnou reakciou a až 56,6 % (388 ha) z rovnakej výmery pôdy s kyslou pôdnou reakciou. Z pôdnych predstaviteľov sú v súbore pôd zastúpené kambizeme pseudoglejové a pseudoglej typický. Prehľad o potenciálnej pôdnej reakcii pôd v analyzovanom území je zhrnutý v tab. 4 a znázornený na obr. 2.

Tabuľka 4 Potenciálna pôdna reakcia pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

KATEGÓRIA pH	výmera v ha	Podiel z výmery poľnohospodárskej pôdy v %
Potenciálne slabo kyslé orné pôdy	78	6,8
Potenciálne kyslé orné pôdy	63	5,5
Ostatné pôdy (bez udania pH)	1 004	87,7

Kyslú pôdnu reakciu navrhujeme eliminovať realizáciou melioračného vápnenia na orných pôdach s pH pod 5,5, s využitím štátnej dotácie. Potrebu vápnenia sme stanovili na základe výsledkov ASP a prezentovaná je v tab. 5.

Tabuľka 5 Potreba melioračného vápnenia orných pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

Údaje podľa výsledkov ASP		Potreba vápenatých hmôt		
Ha	pH	CaO (t.ha ⁻¹)	CaCO ₃ (t.ha ⁻¹)	Spolu CaCO ₃
108	5,3	4,4	7,9	850,6
33	4,2	7,2	12,9	425,3
52	5,3	4,4	7,9	409,6
33	5,4	3,9	7,0	230,4
10	5,4	3,9	7,0	69,8
50	5,5	3,9	7,0	349,1
5	4,8	5,5	9,8	49,2
8	4,1	7,7	13,8	110,3
22	5,5	3,9	7,0	153,6
33	4,6	6,1	10,9	360,3
12	5,2	4,4	7,9	94,5
7	4,4	6,6	11,8	82,7
11	4,4	6,6	11,8	130,0
4	5,4	3,9	7,0	27,9
Spolu	338			3 343,2

Pre podmienky flyšovej oblasti za definovanej štruktúry osevu sa predpokladá podľa našich prepočtov návratnosť investície do 18 mesiacov, z čoho vyplýva, že ide o veľmi efektívne zúrodňovacie opatrenie v rámci hospodárenia na pôde. Z dôvodu nevyhnutnosti aplikácie pomerne vysokých dávok vápenatých hmôt odporúčame realizovať príslušné opatrenie s rozdelením dávky na dvakrát, a to na jar a na jeseň v príslušnom roku, so zohľadnením požiadaviek a tolerance pestovaných plodín. Na jar navrhujeme zapracovať mletý vápenec bránením, na jeseň spolu s maštalným hnojom prípadne fosforom. Ekonomická kalkulácia navrhovaného opatrenia je vyčíslená v tab. 6.

Tabuľka 6 Predpokladaná ekonomická kalkulácia na realizáciu melioračného vápnenia

Druh nákladov	Požadované množstvo	Jednotková cena	Náklady spolu (Sk)
Mletý vápenec	3 343,2 (t)	525 (Sk.t ⁻¹)	1 755 180 (dotácia)
Doprava	16 800 (km)	40 (km)	672 000
Rozmetanie	776 (ha)	590 (sk.ha ⁻¹)	457 840
Orba	388 (ha)	2 560,6 (sk.ha ⁻¹)	993 513
Bránenie	388 (ha)	480 (sk.ha ⁻¹)	186 240
Suma			4 064 773
Priemerné náklady na ha			10 476

Pôdy ohrozené vodnou eróziou – z tabuľky 7 vidieť, že až 94,6 % (!) z celkovej výmery poľnohospodárskeho pôdneho fondu analyzovaného podniku, čo je alarmujúce, podlieha vodnej erózii. Z toho 44,5 % PPF je stredne až silno ohrozená vodnou eróziou, takmer 3/4 pritom predstavuje orná pôda. Veľmi silno ohrozených pôd je 50,1 % PPF, pričom asi polovicu výmery tvoria trvalé trávne porasty, kde je pôda celoročne chránená rastlinným krytom. Z pôdných predstaviteľov v tejto skupine jednoznačne dominujú kambizeme so subtypmi a pseudoglej. Prehľad o ohrozenosti poľnohospodárskych pôd vodnou eróziou analyzovaného územia podľa jednotlivých kategórií je znázornený na obr. 3.

Tabuľka 7 Kategórie eróznej ohrozenosti pôd (vodná erózia) Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

KATEGÓRIA OHROZENOSTI PÔDY ERÓZIOU	výmera v ha	podiel z p. p. v %
Neohrozené a slabo-ohrozené pôdy	62	5,4
Stredne ohrozené pôdy	209	18,3
Silno ohrozené pôdy	300	26,2
Veľmi silno ohrozené pôdy	574	50,1

Pre zmiernenie tohto kritického stavu navrhujeme pristúpiť k uplatneniu viacerých agrotechnicko-biologických a technických opatrení. Z pohľadu našich výskumov sa javí najefektívnejším opatrením proti vodnej erózii u silno a veľmi silno ohrozených orných pôd ako aj orných pôd s nízkym produkčným potenciálom zmena druhu pozemku delimitáciou do trvalých trávnych porastov. Koľko hektárov bude podliehať príslušnej zmene vyplynie z ďalších analýz a výskumu.

Prehľad navrhnutých protieróznych opatrení na poľnohospodárskych pôdach zahŕňa najmä:

- **usporiadanie pôdneho fondu** (zmenšiť neprimeranú veľkosť pôdnych celkov (honov) na svahoch, ktoré sa využívajú ako orná pôda)
- **protierózne oševné postupy** (na svahoch strmších ako 4 – 6° nepestovať žiadne okopaniny, na svahoch do 8 – 12° možno pestovať všetky husto-siate plodiny, na svahoch do 12 – 17° možno pestovať obilniny (aj jarné) a viacročné krmoviny, na svahoch do 20 – 25° pestovať len trvalé trávne porasty)
- **protierózne agrotechniku** (patrí sem vrstevnicové obrábanie, spájanie pracovných operácií, pôdoochranné systémy hospodárenia, využívajúce ochranný účinok pozberových zvyškov, klíčiach burín a medziplotín)
- **agrochemické protierózne opatrenia** (vápnenie v spojení s hnojením maštalným hnojom).

Pôdy vymedzené pre biologické zúrodňovanie – z analýzy BPEJ, (výsledky sú prezentované v tab. 8), je čitateľné veľmi nízke zastúpenie (7,6 % z výmery o.p.) stredne produkčných orných pôd so stratou organického uhlíka 4,27 t.ha⁻¹.rok⁻¹ a o niečo vyššie zastúpenie (9,2 % z výmery o.p.) menej produkčných orných pôd so stratou organického uhlíka 4,59 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Zastúpenie pôdnych predstaviteľov je reprezentované kambizemami pseudoglejovými, fluvizemami glejovými a pseudoglejom typickým. Ostatná časť výmery ornej pôdy, ktorá je využívaná v subtypoch striedavých polí a trvalých trávnych porastov, podľa typologicko-produkčnej kategorizácie pôd, nebola zahrnutá do analýz. Prehľad o pôdach vymedzených pre biologické zúrodňovanie v analyzovanom území je znázornený na obr. 4.

Tabuľka 8 Zastúpenie pôd vymedzených pre biologické zúrodňovanie pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

KATEGÓRIA PÔD A ROČNÝCH STRÁT ORGANICKÉHO C v t.ha ⁻¹	Výmera v ha	Podiel z výmery poľnohospodárskej pôdy v %
Stredne produkčné pôdy (4,27)	52	4,5
Menej produkčné pôdy (4,59)	63	5,5
Ostatné pôdy (striedavé polia a TTP)	1 030	90,0

Navrhované eliminačné zúrodňovacie opatrenie spočíva predovšetkým v aplikácii organických nekontaminovaných hmôt hlavne maštalného hnoja (MH) v dávkach 40 – 50 t.ha⁻¹, biokompostov, zeleného hnojenia a ďalších organických materiálov s dávkou prepočítanou podľa obsahu organických látok, so zreteľom na ich kvalitu, pretože v prípade formovania pôdnej úrodnosti má kvalita humusových látok rozhodujúcejšie postavenie ako ich kvantita. Vyššie uvedený postup s aplikáciou paušálnej dávky organických hmôt odporúčame realizovať do času, pokiaľ sa neuplatní metóda bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia, podľa štruktúry osevného postupu a pestovaných plodín diferencovane pre jednotlivé hony, keďže ich BPEJ poznáme. Ďalej navrhujeme uplatniť vhodnú sústavu hospodárenia na pôde v odôvodnených prípadoch aj technológie pôdoochranné a minimalizujúce obrábanie pôdy, najmä v prípade nedostatku organických hnojív v budúcnosti.

Zhutnené pôdy – z analýzy vyplynulo, že 12,3 % výmery pôd hospodárskeho obvodu Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly má nadmerné zhutnenie. Z výmery ornej pôdy to predstavuje 20,6 %

(141 ha). Podrobnejší prehľad o zastúpení v jednotlivých kategóriách zhutnenia pôd je prezentovaný v tabuľke 9 a graficky znázornený na obr. 5.

Tabuľka 9 Zastúpenie zhutnených pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly

KATEGÓRIA ZHUTNENÝCH PÔD	Výmera v ha	Podiel z výmery poľnohospodárskej pôdy v %
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	30	2,6
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	19	1,7
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	67	5,9
Primárne zhutnené ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	1	0,1
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	14	1,2
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	10	0,8
Ostatné pôdy (striedavé polia a TTP)	1 004	87,7

Z pohľadu zastúpenia jednotlivých pôdných typov sa na primárnej kompakkcii pôdy podieľajú 2,1 % i predstavitelia sa v zrnitostne stredne ťažkej kategórii spolu s pseudoglejmi typickými podieľajú na potenciálnej kompakkcii pôdy 10,2 %-ným zastúpením.

Podľa zisteného stavu zhutnenia z analýzy BPEJ záujmového územia, sme opatrenia proti škodlivému zhutneniu rozdelili na preventívne, agromelioračné, stabilizujúce a podporné. Zúrodňovacie opatrenia navrhujeme realizovať systematicky a včas, tak, aby vynaložené finančné prostriedky priniesli aj ekonomický efekt.

Preventívne opatrenia – k najdôležitejším patrí udržanie dobrého fyzikálneho stavu pôd založeného na ich vysokej autoregulačnej schopnosti. Odporúčame ho dosiahnuť realizovaním racionálneho usporiadanie PPF, vyšším zastúpením pestovania hlbokokoreniacich rastlín do osevných postupov, dodržiavaním technologickej disciplíny pri obrábaní pôdy, alebo pri akomkoľvek mechanickom vstupe do pôdy, a to len za podmienok, keď je pôda z technologického hľadiska pre určenú operáciu primerane spôsobilá. Ďalšie opatrenia spočívajú v optimálnej hĺbke spracovania pôdy, úprave pôdnej reakcie (pH) najmä melioračným vápnením, racionálnej sústave výživy rastlín, pestovaní medziplodín, aplikácií organických hmôt, hlavne MH. Najväčšie možnosti ponúkame vykonať na úseku mechanizácie a organizácie práce. Ide najmä o – *znižovanie počtu prejazdov po pozemku* – aj využitím úsporných pôdoochranných technológií obrábania pôdy, – *používanie dvojmontáží a nízkotlakých flotačných pneumatík, obmedzenie až vylúčenie dopravy po poli, sústredenie jazd po poli do sezónnych koľajových riadkov, voľbu vhodnej siete poľných ciest, optimalizáciu tvaru a veľkosti honov*.

Agromelioračné opatrenia – podrývané, resp. orbu s podrývaním navrhujeme pre stredne ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité pôdy so zhutnenou podornicou. Dlátovanie do hĺbky 0,45 – 0,5 m odporúčame pre nakyprenie zhutnenej podornice, pod ktorou je priepustná spodina pre stredne ťažké aj ťažké, stredne hlboké až hlboké, bezskeletovité až slabo skeletovité pôdy. Hlbkové melioračné kyprenie pôdneho profilu od 0,6 m do 0,8 m predpokladáme realizovať na hlbokých pôdach. Realizácii konkrétneho agromelioračného opatrenia však budú predchádzať terénne penetrometrické merania priamo na lokalitách s predpokladaným nadmerným zhutnením, vymedzeným na základe analýz BPEJ.

Stabilizujúce a podporné opatrenia – navrhujeme najmä účelnú úpravu osevného postupu a biologickú stabilizáciu realizovaných opatrení vplyvom koreňov rastlín, najmä hlboko koreniacich d'atelinovín v závislosti na zistenom pH. Na slabo kyslých pôdach odporúčame pestovanie d'ateliny lúčnej, na zásaditých pestovanie lucerny, v oboch prípadoch vrátenie miešaniek s trávami. Osobitnú pozornosť je potrebné venovať melioračnému hnojeniu organickými hnojivami s dávkami maštalného hnoja 40 – 50 t.ha⁻¹. Jedným z veľmi dôležitých stabilizujúcich chemických opatrení je aj už spomenuté melioračné vápnenie. Opatrenie odporúčame vykonávať v letnom období (august, september) pri nižšej pôdnej vlhkosti (20 – 30 %), nie však v suchej pôde.

Záver

V spojitosti s dosiahnutými výsledkami sme sformulovali nasledovné závery:

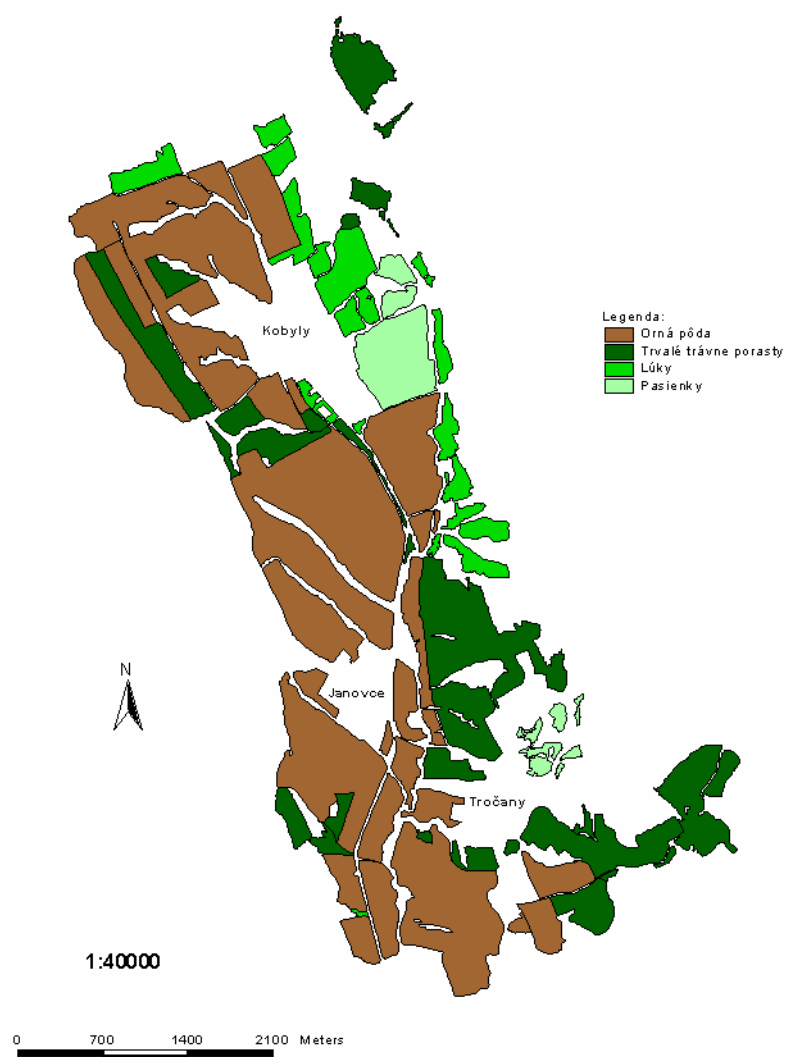
1. Závažným limitujúcim pôdnym faktorom produkčného procesu rastlín je kyslá pôdna reakcia. Navrhnuté eliminačné opatrenie zahŕňa aplikáciou melioračných dávok vápenatých hmôt na základe výsledkov agrochemického skúšania pôd, s využitím štátnej dotácie.
2. Z hľadiska protieróznej ochrany pôd je potrebné podľa analýzy typologicko-produkčnej kategorizácie prehodnotiť zaradenie jednotlivých pôd do druhov pozemkov a následne vykonať delimitačné opatrenia. Nevyhnutné je tiež v praxi uplatniť už dôverne známe protierózne postupy.
3. Významným bodom je potreba biologického zúrodňovania pôd, aplikáciou organických hmôt do pôdy. Toto opatrenie navrhujeme realizovať metódou bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia.
4. Po dôkladnej terénnej analýze vrátane realizovania penetrometrických meraní pôd s vymedzeným nadmerným zhutnením podľa našich zistení, vykonať zúrodňovacie opatrenia zhutnených pôd (preventívne, agromelioračné, s následnými stabilizačnými a podpornými). Všetky uvedené opatrenia je potrebné vykonávať komplexne a včas, v súlade s konkrétnymi pôdno-klimatickými a ekologickými podmienkami príslušnej lokality.

Z práce vyplýva, že na väčšine pôd je nevyhnutné realizovať viacero zúrodňovacích opatrení naraz, čo potvrdzujú aj dôverne známe poznatky vedecko-výskumnej základne a praxe. Samotnú zúrodňovaciu technológiu navrhujeme zosúladiť s konkrétnymi pôdno-klimatickými a ekologickými podmienkami príslušnej lokality a opatrenia vykonať tak, aby sa nimi dosiahlo *komplexné zúrodnenie*, ktoré účinne zapôsobí na všetky negatívne vlastnosti pôdneho profilu, čím sa dosiahne aj požadované zvýšenie úrodnosti a produkčnej schopnosti pôdy premietajúce sa celkovým zvýšením kvantity aj kvality dosahovanej produkcie.

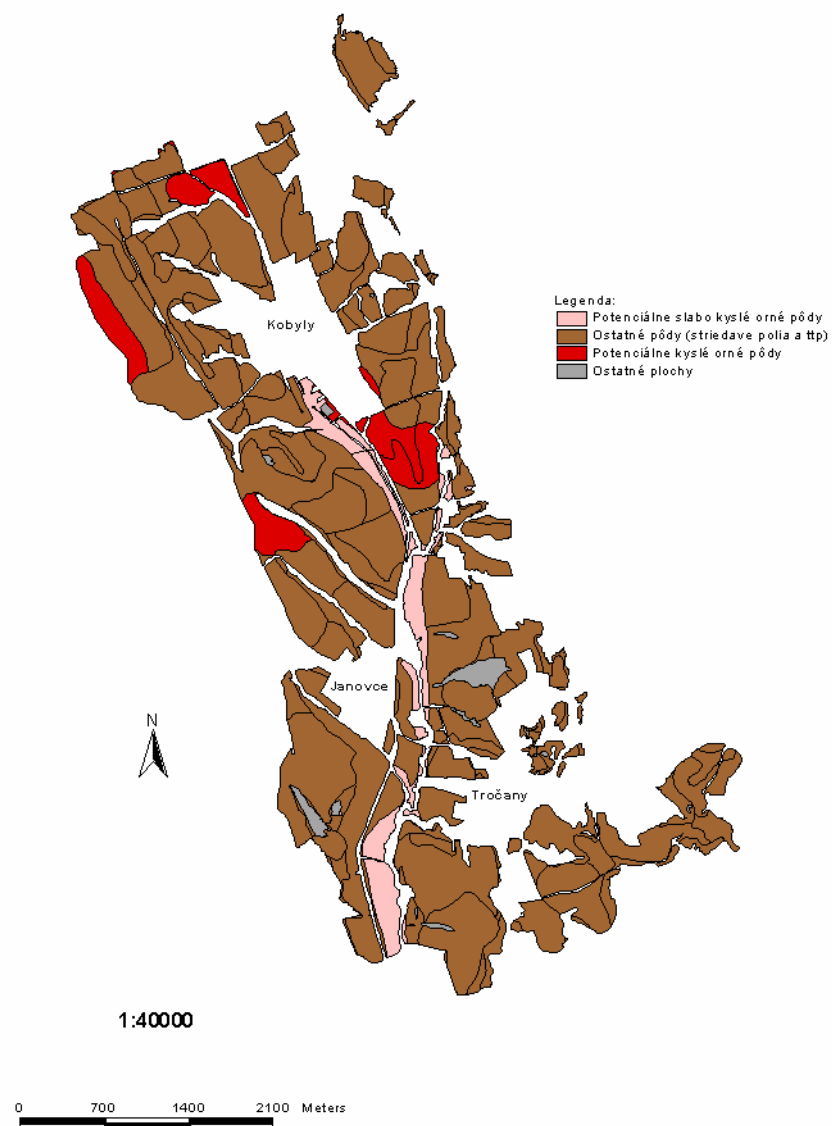
Použitá literatúra

- BAJLA, J., 1998: Penetrometrické merania pôdných vlastností . SPU Nitra.
- BUJNOVSKÝ, R. - HOLOBRADÝ, K., 1997: Metodika úpravy kyslej pôdnej reakcie vápnením. VÚPÚ, Bratislava. ISBN 80-85361-31-0.
- HALAS, J. - LITAVEC, T. - GUTTEKOVÁ, M., 2002: Problémy a potreba zúrodňovania poľnohospodárskych pôd Prešovského kraja. Prvé pôdoznalecké dni v SR, CD Zborník. VÚPOP Bratislava, s. 407 – 419.
- JAMBOR, P.- ILAVSKÁ, B., 1997: Protierózne obrábanie pôdy (metodika). MP SR Bratislava.
- JURČOVÁ, O. -BIELEK, P., 1997: Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia. VÚPÚ Bratislava. ISBN 80-85361-26-4.
- VILČEK, J., 1999: Modely využitia poľnohospodárskych pôd severovýchodného Slovenska. VÚPOP Bratislava, ISBN 80-85361-58-2.
- VÚPOP, 2003: Register produkčných blokov Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly.
- VÚPOP, 2002: ROEP, vrstva BPEJ z katastrálnych území Kobyly, Janovce, Tročany.
- ZRUBEC, F., 1997: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd. VÚPÚ Bratislava. ISBN 80-85361-39-6.

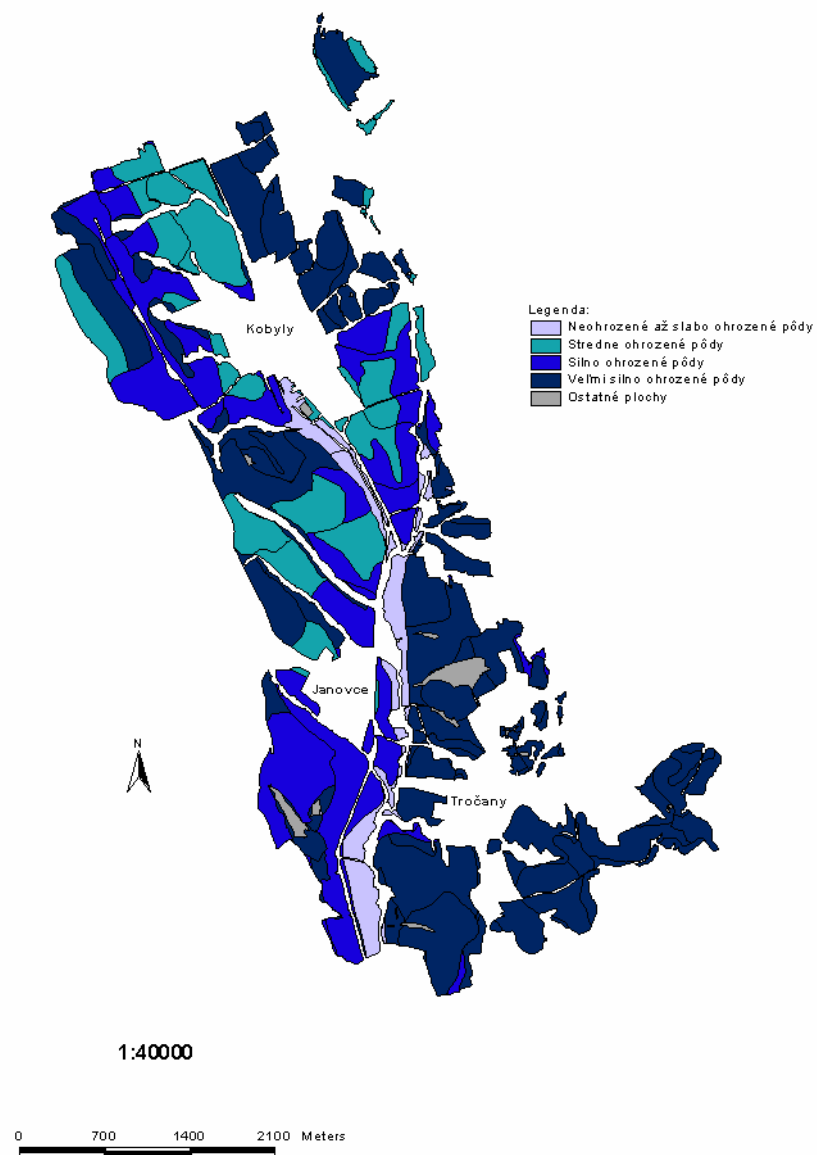
Obr. 1 Štruktúra využitia PPF Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly



Obr. 2 Potenciálna pôdna reakcia pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly



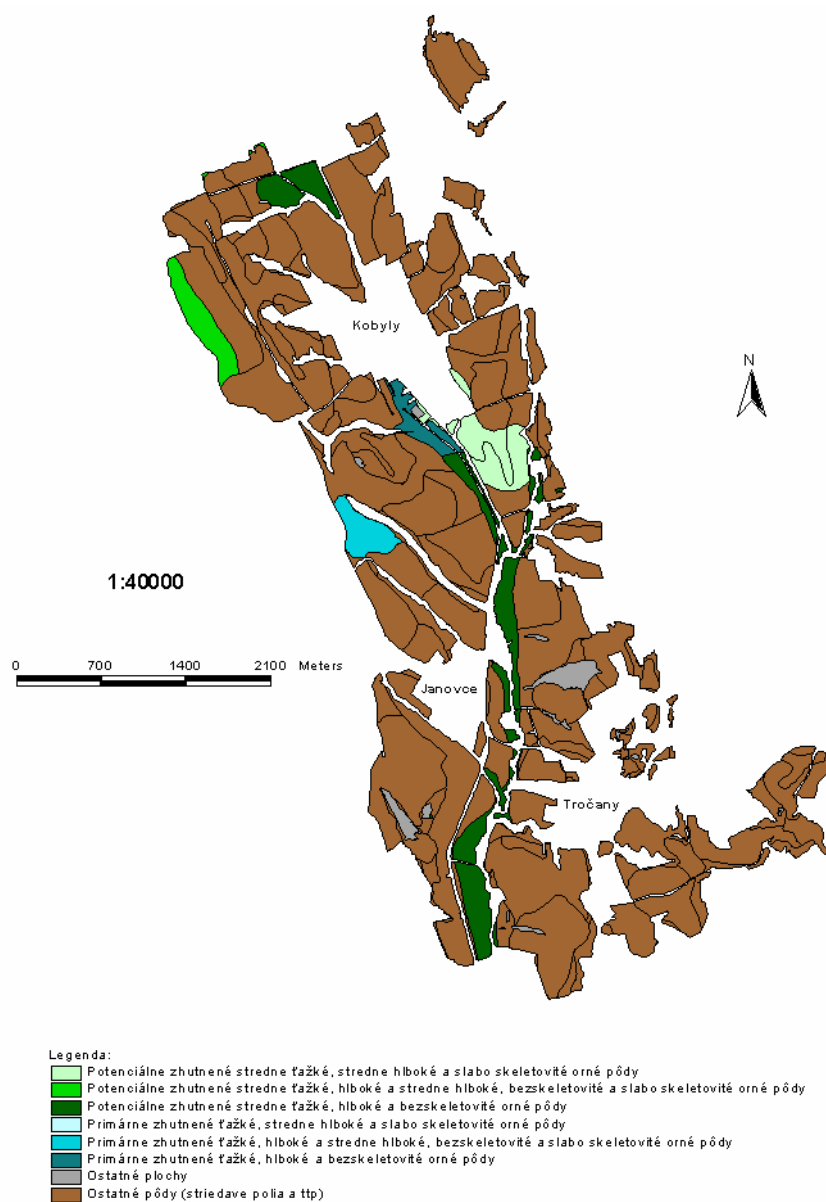
Obr. 3 Kategória eróznej ohrozenosti pôd (vodnou eróziou) Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly



Obr. 4 Vymedzenie pôd pre biologické zúrodňovanie pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly



Obr. 5 Zhutnenie pôd Farmy Agro-Dúbrava s.r.o. Kobyly



Zhutňování půdy v půdoochranných systémech jejího zpracování

Soil Compaction in the Systems of Soil Conservation and its Tillage Technologies

**Jan HORÁČEK - Rostislav LEDVINA - Jiří STACH - Věra ČECHOVÁ
- Jiřina HŘEBEČKOVÁ**

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

Abstrakt

Technogenní zhutnění je jedním z limitujících faktorů trvale udržitelného hospodaření na zemědělsky velkoplošně využívaných půdách. Ve střednědobém provozním polním pokusu byl po dobu tří let sledován strukturní stav půdního profilu a jeho případné zhutnění v bezorebné a konvenční technologii stanovením Or a Pc ve třech hloubkách a dále měřením penetrometrického odporu půdy. Z výsledků lze usuzovat na lepší strukturní stav půdy u orby ve vrstvě 0,05 – 0,2 m (prvé dvě hloubky odběru), kdežto v hloubce 0,25 – 0,3 m je již strukturní stav srovnatelný u obou technologií nebo případně lepší u bezorebné varianty. Totéž platí i pro zjištěný obdobný trend při penetrometrickém měření utužení půdy. Strukturní stav půdy byl obecně lepší vždy na jaře, kdy kromě technologie zpracování byl zřejmě ovlivněn také mrazovým efektem, než na podzim. Užití samotné penetrometrie pro hodnocení zhutnění půdy vyžaduje zdokonalení korekčních mechanismů tohoto stanovení.

Klíčová slova: zhutnění půdy, půdoochranné systémy, technologie zpracování půdy

Abstract

Technogenic soil compaction is one of the factors limiting sustainable farming on agriculturally large-scale used land. In medium-term field trial in period of three years structural soil profile status and its possible compaction were studied in non-tillage and conventional technology by determination Or and Pc in three depths, and by measurement of penetrometric soil resistance. The work resulted in findings: there was better soil structural status in layer 0.05 – 0.2 m (first two depths of sampling), while in depth of 0.25 – 0.3 m the structural status was comparable in both technologies or possibly better at no-tillage variant. The same is truth also for observed similar trend at penetrometric measurements of soil compaction. Structural soil status was generally better in spring in contrary to autumn, when besides soil tillage technology soil structure was influenced also by frost effect. The penetrometry itself use for soil compaction assessment requires an improvement of correction mechanisms for determination.

Keywords: soil compaction, soil conservation systems, soil processing technologies

Úvod a přehled literatury

Jedním z vážných problémů, limitujících trvale udržitelný rozvoj na orných půdách (ale i TTP) v podmínkách jejich velkoplošného zemědělského využití je technogenní (sekundární) zhutnění (kompaktace). Zhutnění zemědělské půdy vzniká, jestliže dojde k zásadnímu narušení rovnovážného objemového stavu s kritickým poklesem podílu pórů. Kritický pokles objemu pórů při zhutnění se spojuje především s poklesem podílu hrubých, nekapilárních pórů, které jsou zodpovědné za rychlé vsakování vody do půdy, dobrou vnitropůdní drenáž a aeraci půdy (Zrubec, 1998).

Je možno rozlišit dva základní typy zhutnění půdy – strukturní a texturní. Oba se vyskytují jak při přirozeném, tak při technologickém zhutnění půdy. Při strukturním zhutnění se vytváří změna uložení

nebo uspořádání strukturních agregátů (Ledvina et al., 1992). Při texturním zhutnění nastává narušení či destrukce strukturních agregátů rozpadem, což způsobí změnu uložení a uspořádání půdních částic. Při vratném zhutnění se půda lehce vrací do stavu před zhutněním, při zhutnění nevratném poškozená půda není schopná zregenerovat do původního stavu vnitropůdními silami (Zrubec, 1998). Stupeň rozpadu agregátů klesá s růstem jejich poloměru (Freebairn et al., 1991) a je silně ovlivněn takovými půdními vlastnostmi, jako je obsah půdní organické hmoty, či obsah jílu a jílových minerálů.

Se změnou fyzikálních vlastností půdy způsobenou nadměrným zhutněním se zásadně mění chování půdy a její reakce nejenom vůči působení mechanických sil aplikovaných zpracováním půdy, ale také vůči působení dešťových kapek. Mění se podmínky pro průběh ostatních fyzikálních, chemických a biologických procesů v půdě. Dochází k narušení základních ekologických a produkčních funkcí takto poškozených půd (Danfors et al., 1992).

Sekundární zhutnění půd, a tím omezení jejich produkčních a ekologických funkcí, je způsobeno řadou příčin. Nejčastěji uváděnou příčinou, která se podílí na utužení rozhodující měrou, jsou tlaky těžké mechanizace překračující okamžitou únosnost půdy. Podle okamžitého stavu půdy (zejména podle vlhkosti) je limitem kontaktní tlak 50 – 150 kPa. Po jeho překročení dochází k deformaci až destrukci struktury, ke snížení pórovitosti a provzdušení a ke zhoršení hydrologických vlastností půdy, zejména hydraulické vodivosti. Maximální napětí vzniká v podorníci, zatímco povrch půdy trpí především prokluzem kol. Jeho příčina je tedy výhradně antropogenního charakteru (Horáček et al., 2002). Někteří autoři (Olsen, Børresen, 1997) indikovali nadměrné zhutnění až do hloubky 0,6 – 0,7 m, únosnost podorníci byla nižší než u ornice a byla mimo dosah běžné agrotechniky, nepříznivé vlivy zhutnění a jeho nežádoucí vlivy se zde akumulovaly.

Na škodlivé zhutnění mají podstatný vliv i různé technologie zpracování půdy. Nekvalitně provedená orba za nadměrné vlhkosti nebo stejná hloubka orby může způsobit sekundární zhutnění podorníci s velmi nepříznivým dosahem na urychlení procesů zhutnění v ornici a v podorníci (Zrubec, 1998).

Ovšem ani při využívání bezorebných technologií zpracování půdy není situace jednoznačná a jak odborná veřejnost, tak praxe, nemá v tomto směru jednotný názor (Horáček et al., 2001). Ve prospěch těchto technologií hovoří zejména nižší frekvence pojezdů, avšak Ankeny et al. (1990) upozorňují na možný negativní vliv kolové dopravy, která je většinou s těmito systémy spojována.

Je však skutečností, že profilový průběh penetrometrického odporu (i řady dalších pedochemických charakteristik) je v minimalizačních technologiích, a to zvláště při jejich dlouhodobém nepřerušovaném uplatňování, diametrálně odlišný od technologie konvenční (Sprague, Triplett, 1986; Horáček, 2001, 2002 aj.). Jestliže v oraných profilech stoupá utužení s hloubkou jen mírně až k „půdní podlaze“, kde následuje jeho strmý nárůst, který přibývá s další hloubkou opět nevýrazně, pak v bezorebných technologiích a obzvláště s dlouhodobou minimální hloubkou zpracování, narůstá utužení více méně rovnoměrně až do hloubky kolem 0,4 m. Zde začíná stagnovat a při porovnání s oraným profilem nabývá podobných či někdy i nižších hodnot (měřeno např. penetrometrickým odporem půdy, ale i případným porovnáním hodnot objemové hmotnosti či pórovitosti) – (Horáček et al., 2003).

Nadměrné zhutňování půdy je také přičítáno technologickým vlivům, které jsou spojeny s nedostatkem hospodaření na půdě, jako je jednostranná intenzifikace výrobního procesu, nevhodná struktura osevního postupu, a to hlavně nízký podíl plodin zlepšujících a stabilizujících strukturu půdy. Dále je to nedocení významu organických hnojiv, nepříznivé působení aplikace nekvalitní kejdy a zanedbávání udržovacího vápnění. Neméně závažné jsou nedostatky v organizačním uspořádání půdního fondu, nadměrná velikost a nevhodný tvar honů (Zrubec, 1988).

Důsledky nadměrného zhutnění půdy co do její zpracovatelnosti, zhoršení podmínek pro růst rostlin a život edafonu zhoršením mechanických, hydraulických a vzdušných poměrů v půdě jsou všeobecně známy. Lhotský (1995) uvádí, že v ČR je zhutněním ohroženo kolem 40 – 50 % všech zemědělských půd, z toho tzv. genetickým zhutněním 30 % a technogenním zhutněním až 45 % výše uvedených půd, je třeba uvést kromě ztrát v zemědělském sektoru a neblahých důsledků ekologických i vysokou společenskou nebezpečnost tohoto jevu, kterou je ztráta celkové retenční schopnosti krajiny. Tu lze totiž přiřadit k hlavním příčinám katastrofálních povodní v posledních letech.

Možností jak výše popsaným negativním jevům předcházet, či je omezit, resp. napravit, je celá řada. Většina těchto opatření je však pro současné české zemědělství příliš drahá (flotační pneumatiky, dvoumontáže nebo pásy, podryvání, atd.) nebo obtížně akceptovatelná (vyšší zastoupení víceletých pícnin versus. nízké stavy skotu, vysoké pořizovací náklady změn celých technologií zpracování půdy a zakládání porostů, převážně s vynecháním orby).

Z uvedeného vyplývá, že sledování stavu utužení zemědělských půd, jeho náprava, ale zejména jeho prevence by měla být součástí trvale udržitelného hospodaření. Monitoring pomocí zjišťování základních fyzikálních půdních parametrů jako je objemová hmotnost suché půdy O_r , pórovitost celková P_c (případně pórovitosti dílčí), vybrané hydrolimity, hydraulická vodivost a pod., indikující zhoršený fyzikální stav, resp. nadměrné utužení (Ledvina et al., 1988) a vyžadující většinou odběr neporušených půdních vzorků, je velmi pracný.

Pro rychlý a expeditivní monitoring se zdá nadějná metoda měření utužení půdy penetrometry různé konstrukce, kdy např. Kenney et al. (2002) uvádí výhodu v profilových měřeních oproti O_r a nasycené hydraulické vodivosti v postihu plynulých změn v celém půdním profilu. Stejnou výhodu vidí i Schjonning et al. (2002) a dokládají ji dobrou shodou s laboratorním měřením neporušených půdních vzorků. Podobně přistupuje k penetrometrii řada dalších autorů, kteří se navíc pokouší s její pomocí modelovat (Perdok et al., 2002), nebo porovnávat a oceňovat (Stelluti et al., 1998; Grunwald et al., 2001) další fyzikální vlastnosti, případně je i předpovídat (Hernanz et al., 2000). Je přitom využíváno dalších, většinou početně vytvořených parametrů s multifunkčním významem, jako je tzv. „cone index“ nebo index půdní kondice (Tapela, Colvin, 2002) či stupeň kompaktace (Hakanson, Lipiec, 2000) a event. další ukazatele.

Jistou komplikací při těchto měřeních je nutnost různých korekcí (zejména vlhkostních) naměřených hodnot a v případě ručních přístrojů nerovnoměrnost zatlačování měrného kužele do půdy. S touto nevýhodou by se měl vyrovnat přístroj, který popisují Herrick a Jones (2002), kde je měřena kinetická energie práce potřebné k zarážení kužele penetrometru do půdy.

Předkládaný příspěvek uvádí výsledky tříletého provozního polního pokusu, kde kromě sledování sekundárního utužení při minimalizační a konvenční technologii zpracování půdy byly vzájemně porovnány, resp. korelovány rozhodující fyzikální parametry toto případné zhutnění indikující, t.j. objemová hmotnost suché půdy, pórovitost celková a penetrometrický odpor půdy.

Příspěvek vznikl za podpory grantů MSM 1222 00002 a QD 1213 a spolupráce vedení Stagry s.r.o. Studená.

Materiál a metodika

Experiment probíhá na pozemcích Stagry, s.r.o. Studená v nadmořské výšce cca 620 m v rámci běžného osevního sledu. Půdním typem je kambizem, písčitohlinitého zrnitostního charakteru. Průměrné množství srážek za vegetační období činí 413 mm a celková doba slunečního svitu je 1 400 hodin. Veškeré pozemky společnosti se prakticky již 10 let zpracovávají pouze mělce (dříve secí exaktory SE 3 Horsch, nyní radličkové podmiče a secí radličkové stroje Concord CO 6,25), tedy i pokusná varianta značená SH. Na tomto experimentálním pozemku je vyčleněn cca 40 m široký kontrolní pás, který je zpracováván konvenčně, když všechna další opatření (osevní sled, hnojení, ochrana atd.) zůstávají totožná – varianta značená SK.

Neporušené půdní vzorky byly odebírány formou 100 cm³ fyzikálních válečků z hloubek 0,05 – 0,1; 0,15 – 0,2 a 0,25 – 0,3 m (značené 5, 15 a 25 za zkratkou varianty) v pěti opakováních ze dvou stanovišť (A, B) tvořených třemi dvojicemi kontrolních sond, vždy na jaře po jistém ustálení strukturního stavu půdy a na podzim těsně před sklizní plodiny.

K indikaci strukturního stavu, resp. utužení půdy byly stanoveny hodnoty O_r a vypočítány hodnoty P_c . Penetrometrický odpor půdy byl měřen ručním penetremetrem D-70 současně s odběry neporušených vzorků do hloubky 0,4 m a průměrný penetrometrický odpor pro jednotlivé krokové hloubky po 0,04 m byl vypočten jako průměr z 10 vpichů z okolí sond se statistickým vyloučením odlehklých hodnot. Přitom pro hodnoty odpovídajících hloubek stanovené O_r a P_c 0,05 – 0,1 m byly sloučeny záznamy penetrometru v hloubkách 0,04; 0,08 a 0,12 m, pro hloubku 0,15 – 0,2 m hodnoty půdního odporu v 0,16; 0,20 a 0,24 m a nakonec pro hloubku 0,25 – 0,3 m penetrometrické údaje z 0,28 a 0,32 m. Ke konečnému zpracování výsledků bylo použito programu STASTICA (StatSoft, Inc), ve kterém byla provedena i jednoduchá lineární korelace všech tří stanovených parametrů.

Výsledky a diskuse

Objemová hmotnost redukováná Or

Jsou hodnoceny výsledky sledování této charakteristiky z jarních a podzimních odběrů pevně zaměřených sond (pokus o vyloučení vlivu plošné heterogenity pozemku) ve srovnání klasického (s podzimní hlubokou orbou) a bezorebného minimálního zpracování půdy ve třech hloubkách půdního profilu – viz tab. výsledků. Or ve všech případech stoupá (zhoršuje se) směrem od povrchu do hloubky, přičemž lze říci, že v SH neorané variantě je pokles rozložen rovnoměrněji na všechny tři hloubky. V kontrole SK je většinou hloubka 0,15 – 0,2 m jen o málo utuženější než povrchová vrstva 0,05 – 0,1 m a v hloubce 0,25 – 0,3 m již zaznamenáváme výrazně vyšší hodnoty. Tyto pak jsou srovnatelné s hodnotami neoraného profilu, v některých případech je i překračují, což znamená i vyšší utužení v této vrstvě, nikoli však statisticky průkazně. Porovnáme-li jarní a podzimní odběry, jsou podzimní hodnoty Or téměř vždy vyšší než jarní, a to u obou technologií v prvních dvou odběrových hloubkách, což je způsobeno přirozeným sléháváním půdy. Výjimkou jsou hodnoty Or v hloubce 0,25 – 0,3 m, které jsou opět srovnatelné a nebo dokonce, jak je tomu na jaře 2002, i nižší, ale opět bez statistické významnosti. Lze zde spekulovat s hloubkou mrazového efektu, kterou ale uvádí někteří autoři poměrně nízkou (Voorhees, 1983), i když novější názory (Novák, Valla, 2002) připouští působení tohoto efektu i do větší hloubky, než byla v našem případě vyšetřována. Pro objektivní posouzení nám však chybí přesnější meteorologické údaje. Jistou variabilitu v hloubkách postihujících zpracovávanou vrstvu či její část lze pak vysvětlit konkrétními agrotechnickými zásahy. Z tohoto důvodu nelze ani dosti dobře provést srovnání ročníků, neboť nutno ještě jednou zdůraznit, že se jedná o plně provozní experiment. Naopak, lze říci, že za celé sledované období nepřesáhly hodnoty Or v účinném profilu u obou technologií kritické hodnoty nadměrného utužení (Šimon a kol., 1999) pro daný půdní druh (PH).

Celková pórovitost Pc

Poněvadž hodnoty této charakteristiky jsou odvozeny z objemové hmotnosti redukové, resp. vypočítány z ní a hmotnosti měrné, je zde ve vzájemném vztahu variačním činitelem měrná hmotnost ovlivňovaná obsahem půdní organické hmoty.

Diskuse hodnot celkové pórovitosti by byla prakticky shodná s diskusí výsledků objemové hmotnosti redukové. Přesto nutno konstatovat, že u tohoto ukazatele byly v řadě případů překročeny limitní hodnoty nadměrného utužení nebo byly na jeho hranici. Převážně se jedná o hloubku 0,25 – 0,3 m u orby (jaro i podzim 2000 a 2002), ale dokonce i o hloubku 0,15 – 0,2 m u bezorebné technologie (podzim 2001, jaro i podzim 2002). Tato skutečnost může naznačovat i celkově nižší kompaktilitu a zároveň vypovídací schopnost této půdní charakteristiky. Dokumentují to rovněž celkově nižší hodnoty korelace s penetrometrickým měřením oproti Or (viz tabulky korelačních koeficientů), kdy v případě podzimních odběrů v r. 2002 se jedná dokonce o neprůkazný vztah. Nutno však dodat, že penetrometrická měření byla v podzimních termínech velmi ztížena nízkou půdní vlhkostí (viz dále).

Penetrometrie

Výsledky penetrometrických měření jsou zachyceny v grafech. Penetrometrický odpor půdy logicky stoupá s hloubkou půdních profilů a zvláště v jarních termínech lze nalézt nižší a blíže sobě ležící hodnoty u orby v prvních dvou hloubkách, tedy ve vrstvě 0,05 – 0,2 m. Tento trend je zachován i pro vrstvu 0,25 – 0,3 m, ale pouze na jaře 2002, když v roce 2000 bylo naměřeno utužení naopak vyšší (ve shodě s Or). Obecně jsou jarní hodnoty v odpovídajících si hloubkách nižší (až na nepatrné výjimky) díky mrazovému či technologickému „nakypření“. Naopak řada podzimních měření je obtížně hodnotitelná přesto, že výsledné údaje penetrometrického odporu byly korigovány na momentální půdní vlhkost. Dokonce na podzim r. 2000 nebyl v případě neorané varianty získán ani dostatečný počet spolehlivých měření pro objektivní vyhodnocení. Ani z ostatních podzimních naměřených hodnot nelze získat spolehlivé závěry, i když i zde lze zaznamenat výše uvedený trend – tedy nižší hodnoty odporu ve vrstvě 0,05 – 0,2 m u orby oproti minimalizační technologii a naopak srovnatelné až vyšší hodnoty tohoto odporu v hloubce 0,25 – 0,3 m u orby, které v tomto případě mnohdy dalece překračují kritické hodnoty utužení dle Šimona a Lhotského (1989) i přes uplatněnou vlhkostní korekci.

Samozřejmě jsme si vědomi, že určité potíže tohoto vyhodnocení mohou mít původ v metodickém přístupu, t.j. „sružení“ vždy tří údajů hloubek penetrometrického odporu do jednoho průměru

tak, aby byla „postižena“ hloubka odběru neporušeného půdního vzorku (Or a Pc), a tím vytvořena „možnost“ tyto charakteristiky porovnat. Přes tento určitý handicap je možno ze získaných výsledků vyvodit některé obecné závěry.

Lze souhlasit, že penetrometrie postihuje plynule změny v půdním profilu (Kenney et al., 2002), avšak pro objektivnější hodnocení půdní struktury, resp. utužení půdy je potřebné zpřesnit korelaci na půdní vlhkost, jak již uvádíme v dřívějších pracích (Horáček et al., 1999), a to zejména v extrémních vlhkostních podmínkách. To potvrzují poměrně nízké hodnoty korelačních koeficientů mezi hodnotami penetrometrického odporu a hodnotami Or a Pc právě v podzimních odběrech, zvláště v roce 2001, kdy bylo extrémní sucho. Přesto jsme však schopni pomocí penetrometrie spíše než odběrem neporušených půdních vzorků lépe zjistit např. lokální utužení, které vzniká těsně pod hloubkou orby, nebo se může vytvořit v minimalizačních systémech přerušených orbou (Horáček et al., 1999), případně pod koly zemědělských mechanismů a podobně.

V systémech minimálního mělkého zpracování pak kromě samozřejmé korekce zrnitosti (v našem případě je dána stanovením mezních, resp. kritických hodnot pro jednotlivé půdní druhy), vyvstává požadavek jisté korekce naměřených hodnot penetrometrického odporu na hloubku půdy a v případě rozhodování o event. nápravných opatřeních i na plodinu, neboť každá reaguje na případné zhutnění rozdílně (Zrubec, 1998; Rosolem et al., 2002). Proto lze budoucnost penetrometrie spatřovat v různě matematicko-statisticky upraveném zpracování výsledků naměřených hodnot, korigovaných s ohledem na výše zmíněné vlivy se zohledněním dalších konkrétních požadavků penetrometrického průzkumu.

Závěry

Ve střednědobém provozním polním pokusu byl po dobu tří let sledován strukturní stav půdního profilu a jeho případné zhutnění v bezorebné a konvenční technologii stanovením Or a Pc v hloubkách 0,05 – 0,1; 0,15 – 0,2 a 0,25 – 0,3 m a dále měřením penetrometrického odporu půdy. Z výsledků lze usuzovat na lepší strukturní stav půdy u orby ve vrstvě 0,05 – 0,2 m (prvé dvě hloubky odběru), kdežto v hloubce 0,25 – 0,3 m je již strukturní stav srovnatelný u obou technologií nebo případně lepší u bezorebné varianty, avšak v obou případech statisticky neprůkazně. To platí i pro zjištěný obdobný trend v penetrometrickém měření utužení půdy.

Strukturní stav půdy byl obecně lepší vždy na jaře, kdy kromě technologie zpracování byl zřejmě ovlivněn také mrazovým efektem, než na podzim. U některých podzimních hodnot Pc a zvláště pak hodnot penetrometrického odporu byly překročeny jejich kritické meze pro daný půdní druh, a to ve více případech u orby, než u bezorebné technologie.

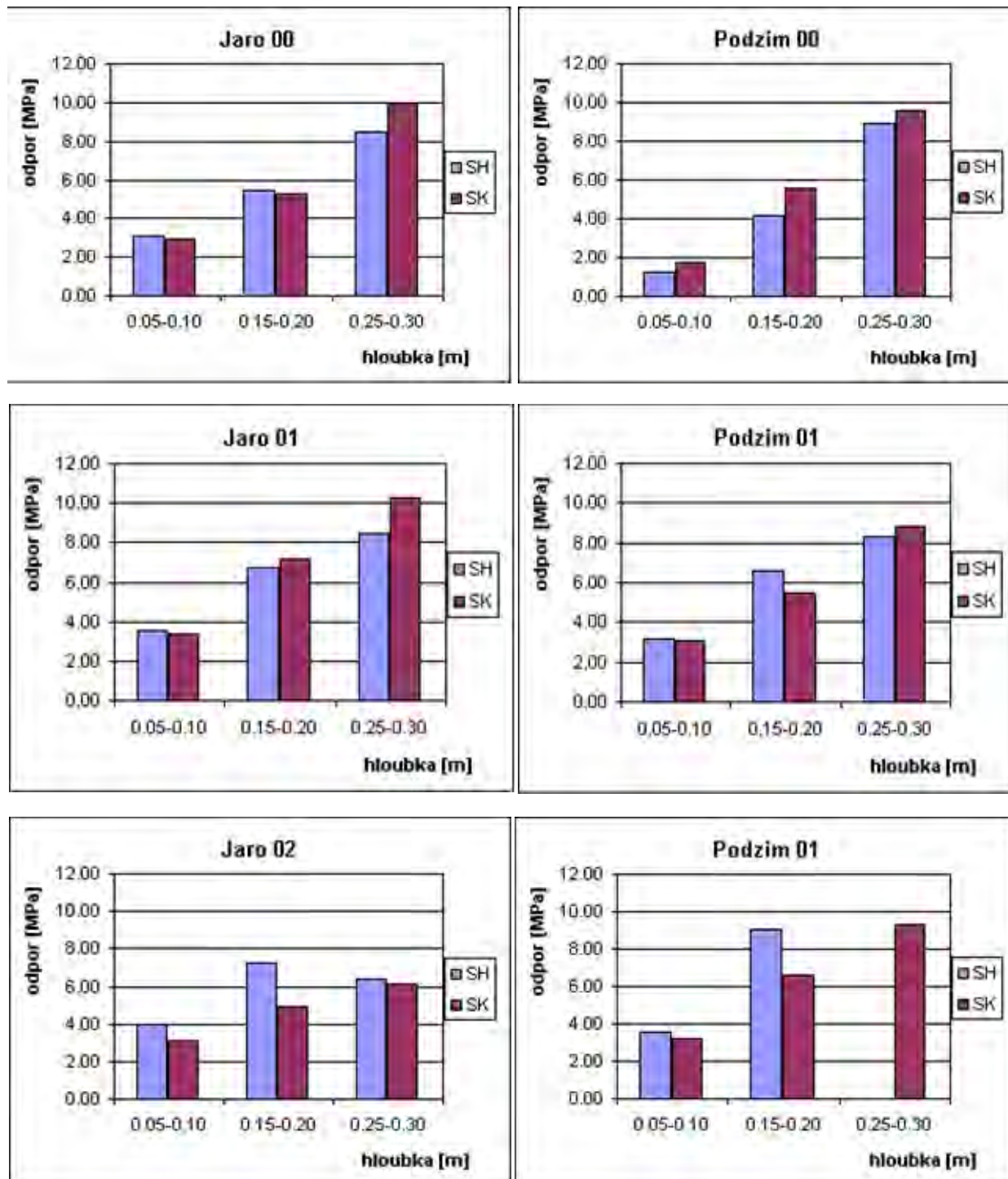
V rámci experimentu byl učiněn pokus nalézt shodu mezi Pc, Or a penetrometrickým odporem půdy jako jednoduchým a expeditivním způsobem vyšetření strukturního stavu půdy. Z hodnot korelačních koeficientů vyplývá možnost nahrazení pracného odběru neporušených půdních vzorků penetrometrií po zdokonalení korekčních mechanismů, zejména na vlhkost, zrnitost a hloubku půdního profilu, případně ještě na další parametry a jejich dokonalejším matematicko-statistickým vyjádřením.

Literatura

- ANKENY, M.D. - KASPER, T.C. - HORTON, R. (1990): Characterisation of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurement, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 54, pp. 837 – 840.
- DANFORS, B. - ILSKOG, E. - HAKKANSSON, I. - ARVIDSSON, J. (1992): Analyses of agricultural field equipment systems with respect to soil compaction effects in: *Proc. AgEng'92*, 1 – 4 June 1992, Swedish Institute of Agricultural Engineering, Uppsala, Sweden, pp. 481 – 483.
- FREEBAIRN, D.M. - GUPTA, S.C. - RAWLS, W.J. (1991): Influence of aggregate size and micro-relief on development of surface soil crust, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 55, pp. 188 – 195.
- GRUNWALD, S. - ROONEY DJ. - MCSWEENEY, K. - LOWERY, B. (2001): Development of pedotransfer functions for a profile cone penetrometer, *Geoderma* 100: (1 – 2) 25 – 47.
- HAKKANSSON, I. - LIPIEC, J., (2000): A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction, *Soil & Til. Res.*, 53: (2) 71 – 85.
- HERRICK J.E - JONES T.L., (2002): A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance, *Soil Sci. of Am. J.*, 66: (4) 1320 – 1324.

- HERNANZ J.L. - PEIXOTO, H. - CERISOLA, C. - SANCHEZ-GIRON, V., (2000): An empirical model to predict soil bulk density profiles in field conditions using penetration resistance, moisture content and soil depth, *J. of terramech.* 37: (4) 167 – 184.
- HORÁČEK, J. - LEDVINA, R. - STACH, J. - ŠABATKA, J. - RAUS, A. (1999) Posouzení fyzikálních vlastností půd při klasické a bezorebné technologii pěstování brambor, *Zemědělská technika*, svazek 45, s. 81 – 87.
- HORÁČEK, J. - LEDVINA, R. - RAUS, A., 2001(5): The content and quality of organic matter in Cambisol in a Cong-term no-tillage system. *RV*, 47, s. 205 – 210.
- HORÁČEK, J. - ŠABATKA, J. - KOLÁŘ, L. - LEDVINA, R. - ČECHOVÁ, V. - RAUS, A., (2002): Vliv redukováného zpracování půdy na mikrobiální aktivitu kambizemě. (Effect of minimum – tillage on soil microbial activity in dystric Cambisol). *Sb. semin. „Život v půdě“*.
- HORÁČEK, J. - KOLÁŘ, L. - LEDVINA, R. - ŠABATKA, J. - ČECHOVÁ V. - RAUS, A. (2003): Fyzikální vlastnosti a aktivita mikroorganismů v systémech bezorebného zpracování půdy. *Sb. Fyzikální vlast. půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin. ÚPB AV ČR Č. Budějovice*, s. 147 – 154.
- KENNEY E.A. - HALL, J.W. - WANG, C., (2002): Temporal trends in soil properties at a soil quality benchmark site in the Lower Fraser Valley, British Columbia, *Can. J. of Soil Sci.* 82: (4) 499 – 509.
- LEDVINA, R. - KOUBALÍKOVÁ, J. - HORÁČEK, J. (1992): *Geologie a půdoznalectví*, JU ZF, České Budějovice, s. 45 – 55.
- LEDVINA, R. - VÁCHAL, J. - HORÁČEK, J. - DRBAL, K. (1988): *Pedologie (Návody pro cvičení specializovaného studia pedobiotechnologie)*, VŠZ Praha, s. 126.
- NOVÁK, P. - VALLA, M., (2002): *Sborník Pedologické dny, ČZU Praha – v tisku*.
- OLSEN, P.A. - BØRRESEN, T., (1997): Measuring differences in soil properties in soils with different cultivation practices using computer tomography, *Soil & Tillage*, Vol.44, pp. 1 – 12.
- PERDOK U.D. - KROESBERGEN, B. - HOOGMOED, W.B., (2002): Possibilities for modelling the effect of compression on mechanical and physical properties of various Dutch soil types. *Soil & Til. Res.* 65: (1) 61 – 75.
- ROSOLEM C. - A., FOLONI, J.S.S. - TIRITAN, C. S., (2002): Root growth and nutrient accumulation in cover crops as affected by soil compaction. *Soil & Til. Res.* 65: (1) 109 – 115.
- SCHJONING, P. - ELMHOLT, S. - MUNKHOLM, L.J. - DEBOSZ, K., (2002): Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional longterm management. *Agric. ecosys. & envir.* 88: (3) 195 – 214.
- SPRAGUE, G.B. - TRIPLETT, M.A., (1986): *No-tillage and surface-tillage agriculture*, pp. 7 – 45, John Wiley & Sons, Canada.
- STELLUTI, M. - MAIORANA, M. - DE GIORGIO, D., (1998): Multivariate approach to evaluate the penetrometer resistance in different tillage systems. *Soil & Til. Res.* 46: (3-4) 145 – 151.
- ŠIMON J. - LHOTSKÝ J., (1989) *Zpracování a zúrodnování půd*. Praha, SZN, 317 s.
- ŠIMON J. - ŠKODA V. - HŮLA J., (1999) *Zakládání porostů hlavních polních plodin novými technologiemi*. Agrospoj, Praha, 77s.
- TAPELA, M. - COLVIN, T.S., (2002): Quantifying seedbed condition using soil physical properties. *Soil & Til. Res.* 64: (3-4) 203 – 210.
- VOORHEES, W.B. (1983): Relative effectiveness of tillage and natural forces in alleviating wheel-induced soil compaction, *Soil Sci. Am. J.*, Vol. 47, pp. 129 – 133.
- ZRUBEC, F. (1998): *Metodika zúrodnenia zhutnených pôd*, Edičné stredisko Výskumného ústavu pôdnej úrodnosti, Bratislava, s. 6 – 12.

Penetrometrický odpor na polním pokusu ve Studené



Jaro 00	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	3,60	1,18	54,96
SHA 15	6,37	1,34	48,97
SHA 25	8,70	1,46	45,28
SKA 5	3,00	1,21	53,50
SKA 15	5,10	1,27	51,38
SKA 25	9,45	1,56	41,19
SHB 5	2,53	1,12	56,20
SHB 15	4,62	1,29	49,78
SHB 25	8,23	1,54	40,63
SKB 5	2,83	1,21	52,28
SKB 15	5,52	1,27	49,94
SKB 25	10,48	1,58	37,67
korelace J 00		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,970	10	0,58
MPa x Pc	-0,955	10	0,58
Or x Pc	-0,988	10	0,58
Jaro 01	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	2,8	1,48	42,30
SHA 15	7,7	1,55	40,61
SHA 25	8,8	1,60	39,21
SKA 5	2,8	1,46	43,45
SKA 15	6,1	1,45	44,46
SKA 25	11,0	1,53	42,39
SHB 5	4,3	1,30	49,95
SHB 15	5,7	1,53	41,74
SHB 25	8,1	1,64	38,62
SKB 5	3,9	1,39	46,43
SKB 15	8,3	1,57	40,04
SKB 25	9,6	1,65	38,39
korelace J 01		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,696	10	0,58
MPa x Pc	-0,616	10	0,58
Or x Pc	-0,987	10	0,58
Jaro 02	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	3,70	1,38	45,02
SHA 15	6,57	1,42	43,76
SHA 25	6,03	1,49	42,06
SKA 5	2,67	1,23	51,06
SKA 15	4,93	1,30	48,61
SKA 25	5,80	1,53	40,70
SHB 5	4,18	1,44	42,86
SHB 15	8,00	1,55	38,93
SHB 25	6,81	1,59	38,85
SKB 5	3,47	1,34	47,28
SKB 15	4,85	1,47	42,67
SKB 25	6,48	1,51	42,21
korelace J 02		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,818	10	0,58
MPa x Pc	-0,809	10	0,58
Or x Pc	-0,989	10	0,58

Podzim 00	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	1,82	1,34	48,16
SHA 15	4,83	1,41	46,17
SHA 25	8,91	1,50	43,06
SKA 5	2,50	1,26	51,78
SKA 15	4,83	1,32	49,03
SKA 25	9,10	1,56	41,29
SHB 5	0,73	1,18	53,33
SHB 15	3,45	1,20	52,32
SHB 25	8,88	1,46	42,58
SKB 5	1,05	1,19	53,38
SKB 15	6,28	1,33	47,72
SKB 25	10,00	1,50	41,07
korelace P 00		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,901	10	0,58
MPa x Pc	-0,936	10	0,58
Or x Pc	-0,986	10	0,58
Podzim 01	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	3,2	1,49	42,16
SHA 15	6,8	1,51	41,51
SHA 25	8,3	1,56	41,99
SKA 5	3,1	1,41	45,56
SKA 15	5,6	1,40	45,80
SKA 25	8,8	1,53	43,05
SHB 5	3,1	1,46	43,51
SHB 15	6,5	1,50	42,03
SHB 25	8,4	1,57	41,18
SKB 5	3,0	1,40	45,22
SKB 15	5,4	1,42	44,39
SKB 25	8,9	1,51	40,76
korelace P 01		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,763	10	0,58
MPa x Pc	-0,645	10	0,58
Or x Pc	-0,886	10	0,58
Podzim 02	Pen. odpor (Mpa)	Or (g cm ⁻³)	Pc (%)
SHA 5	2,11	1,52	41,09
SHA 15	8,08	1,53	40,93
SHA 25		1,54	41,67
SKA 5	2,71	1,38	46,72
SKA 15	5,43	1,41	45,77
SKA 25	8,55	1,57	40,75
SHB 5	4,93	1,44	43,75
SHB 15	9,99	1,59	38,85
SHB 25		1,63	38,49
SKB 5	3,72	1,33	48,75
SKB 15	7,82	1,40	45,84
SKB 25	10,00	1,58	40,82
korelace P 02		f = m-2	KKK
MPa x Or	0,661	8	0,63
MPa x Pc	-0,594	8	0,63
Or x Pc	-0,984	10	0,58

KKK = krit. kor. koef. pro hladinu významnosti $P_{0,95}$

Kompakcia pôdy a určenie jej zraniteľnosti voči kompaktii

Soil Compaction and Determination of its Susceptibility to Compaction

Beata HOUŠKOVÁ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: houskova@vupu.sk*

Abstract

Soil is one of the most important constituents of the natural environment. Quality of soil reflects directly soil properties in connection to different purposes of soil utilization. According to agricultural use soil quality depends on soil ability to give plants and the other living organisms nutrients, water and suitable surroundings for roots development and occurrence. Soil quality is expressed also in the ability to be and to sustain in balance with surrounding environment as well as the promptness to come into new balance when environmental conditions change. Soil quality influences strongly soil functions. Assessment of soil quality must be complex and long-term, so monitoring practices are necessary for this purpose. It is important to monitor representative soil properties because soil quality can not be determined directly but through so called soil quality indicators. Degradation processes, i.e. processes which cause imbalance of soil with man influenced or natural environment, change soil quality considerably and very often irreversibly. Soil compaction is a soil degradation process, which can have natural or human origin and very often it is the integration of both. Soil compaction leads to changes in soil aggregates or particles arrangement in the whole profile or in one layer. Soil compaction is very common degradation process in agricultural land and its occurrence and intensity is closely connected with the intensity of soil exploitation. Negative effects of compaction are reflected directly in soil quality decrease, which leads to breaking of the balance with surrounding environment. From this point of view, soil compaction is a degradation process with negative impact on the environment as a whole. Soil susceptibility to compaction is the method of possible soil compaction determination. Susceptibility of soils to compaction differs according to soil properties. From soil protection point of view it is very important to know in advance possible changes of soil quality due to degradation processes.

Keywords: compaction, soil susceptibility, degradation influences, soil quality

Abstrakt

Pôda je jednou z najdôležitejších zložiek prírodného životného prostredia. Kvalita pôdy odráža priamo pôdne vlastnosti v spojitosti s rôznymi účelmi využívania pôdy. Podľa poľnohospodárskeho využívania kvalita závisí od jej schopnosti poskytovať rastlinám a iným živým organizmom živiny vodu a vhodné prostredie pre rozvoj a výskyt koreňov. Pôdna kvalita je tiež vyjadrená svojou schopnosťou byť v rovnováhe a trvale vyvíjať rovnovážny stav pri zmenách podmienok životného prostredia. Kvalita pôdy silne vplýva na pôdne funkcie. Hodnotenie kvality pôdy musí byť všestranné a dlhodobé a pre tento účel sú vhodné postupy monitoringu. Je dôležité monitorovať reprezentatívne pôdne vlastnosti, pretože kvalita pôdy nemôže byť určovaná priamo, ale cez tzv. indikátory pôdnej kvality. Degradáčne procesy, t.j. procesy, ktoré zapríčiňujú nerovnováhu pôdy s prírodným prostredím formovaným človekom, značne menia pôdnu kvalitu, často nevratne. Kompakcia pôdy je degradačným procesom, ktorý môže byť zapríčinený prírodou alebo človekom, alebo tu spoluúčinkujú oba tieto faktory. Uľahnutosť pôdy vedie k zmenám pôdných agregátov, alebo k zmenám usporiadania pôdných častíc v celom pôdnom profile, alebo len v jednom horizonte. Uľahnutosť pôdy je veľmi často spoločným degradačným

procesom poľnohospodárskej pôdy a jej výskyt a intenzita sa úzko spájajú s intenzitou využívania pôdy. Negatívne vplyvy kompaktie sú odrazom poklesu pôdnej kvality, ktorý vedie k prerušeniu rovnováhy s okolitým prostredím. Z tohto hľadiska uľahnutosť pôdy je degradačným procesom s negatívnym dopadom na životné prostredie ako celok. Zraniteľnosť pôdy voči uľahnutosti sa stanovuje metódou určenia možnej kompaktie. Líši sa podľa pôdných vlastností. Z hľadiska ochrany pôdy je veľmi dôležité vopred poznať možné smery pôdnej kvality spôsobené degradačnými procesmi.

Kľúčové slová: kompakcia, zraniteľnosť pôdy, degradačné vplyvy, kvalita pôdy

Soil quality and degradation processes

Soil quality depends on soil ability to give plants and the other living organisms nutrients, water and suitable surroundings for roots development and occurrence. Soil quality is expressed also in its ability to be and sustain in balance with surrounding environment as well as the promptness to come into new balance when environmental conditions change. Soil quality influences strongly soil functions. Some basic soil functions are listed below:

- Water cycling. Soils influence water and solutes movement and storage. Precipitation, irrigation and groundwater depend on soil properties. In addition, surface waters are connected with soils too through run-off effects as well as supply from flow through the soil.
- Nutrients cycling. Nitrogen, phosphorus, potassium as macro elements and many micro-elements and carbon needed for plants and living organisms nutrition are cycled, stored and transformed in and through the soil.
- Biodiversity keeping. More quality soil has higher biodiversity.
- Ability to filter and buffer pollutants and the other extraneously substances. This soil ability is assigned by soil microorganisms, which can filter, buffer, degrade, immobilize, detoxify and absorb extraneously substances, e.g. heavy metals. CEC, pH and soil texture/structure play also important role in this process.
- Cultural heritage for other generations.
- Sustainable environment maintenance. Soils are important part of the environment with their irreplaceable role in sound environment keeping.

Soil quality depends on soil properties (internal factors), properties of area of occurrence (climate, slope, orientation, exposure) and on human activity. The two last mentioned are external factors. Both, internal and external factor play key role in soil quality formation and are narrowly connected.

Internal factors could be stable (soil texture, soil morphological unit, mineralogical composition, quality and arrangement of soil horizons) and determine stable soil quality, or dynamic (soil structure, organic matter content and quality, proportion among gaseous, liquid and solid phases of soil, depth, infiltration and permeability) which determine dynamic soil quality. Change of stable soil factors is difficult and leads to general change of soil properties, even soil morphological unit. Change of dynamic soil factors is easier but very often leads to soil degradation.

External human factors constitute type of soil utilisation and can be change more easily as internal ones. Dynamic soil quality is connected with human influence and determines how soil changes depending on how it is managed. Management practises affect mainly dynamic soil factors.

Proper way of soil utilisation leads to soil function improvement.

Assessment of soil quality must be complex and long-term, so monitoring practises are necessary for this purpose.

Soil quality cannot be determined directly, but through its properties. Soil properties, which are easily measurable and narrowly connected with soil quality, are indicators of soil quality. Indicators can be physical, chemical, and biological and must be precipitously sensitive to changes in the soil as well as surrounding environment. Generally, they are mainly dynamic soil properties.

Evaluation of soil quality indicators is done by qualitative or quantitative way after collecting of appropriate amount of required measurements and their repetitions for determined time period (daily, monthly, seasonally or yearly). Methods of determination and evaluation of soil quality indicators must be predefined and concluded to permit results comparison from repetitions as well as from different time.

Table 1 Main of soil quality indicator

Indicator type		Soil quality representation
Physical	Stability of soil structure, bulk density, hydrolimits, infiltration, permeability	Soil fertility, sustainability, water and nutrients retention and movement, porosity, erosion, compaction, cultivation
Chemical	CEC, pH, ESP, extractable NPK	Salinization, stability of soil structure, chemical, biological and microbiological activity determination, erosion, compaction
Biological	Content and quality of soil organic matter, C:N, soil respiration	Nutrients availability, soil structure stability, soil microbial activity measurement
Others	Depth of soil, texture, stoniness	Soil organisms and plants roots habitat, water and nutrients retention, cultivation

Soil compaction

Soil compaction is a soil degradation process, which can have natural or human origin and very often it is the integration of both. Soil compaction leads to changes in soil aggregates or particles arrangement in the whole profile or in one layer. The first is typical for natural origin of compaction, the second for human induced compaction. Soil compaction is very common degradation process in agricultural land and its occurrence and intensity is closely connected with increased intensity of soil exploitation. Negative effects of compaction are decrease of yields even to zero, soil properties and functions deterioration and breaking of the balance with surrounding environment. From this point of view, soil compaction is a degradation process with negative impact on the environment as a whole.

Every soil has its typical properties according to the type of pedogenesis, parent material, climate and surrounding environment. Soil compaction leads to the change of typical soil properties. Physical, biological and chemical properties of soil are mutually related. Change of one type of them accelerates changes of the others. The most sensitive to soil compaction are physical properties. Their change comes directly with this type of degradation formation, is the most significant and rapid. Biological properties change needs some time and chemical properties are the most resistant. Generally, with compaction intensity increasing decrease time needed for soil properties change.

Common features of compacted soil

- Formation of compacted layer (so-called plough pan in case of human induced compaction) or compacted profile. Plough pan even if is thin, decreases especially water infiltration as well as permeability several times and if is not removed trends to increase in upwards orientation, so soil compaction is an accumulative type of soil degradation.
- Compacted soil (profile compaction, plough pan formation) has unfavourable water regime. After precipitation even with low intensity water trends to stay on the top of the soil and evaporate in case of flat surface or there is run-off formation in case of slope areas, which contribute to further soil degradation by way of water erosion of slope soil and subsequent accumulation below slope areas. Compacted soil trends to be over wetted in top layer and almost dry under compacted layer, so distribution of soil moisture is disturbed.
- Soil compaction leads to significant bulk density increase in comparison with natural one, and porosity decrease. Bulk density 1.8 g.cm^{-3} and higher stops the ability of plant roots to grow in such environment. Especially in case of loamy and clayey soils, intensity of soil compaction could be distinguished through the porosity. Less intensive compaction changes the ratio between non-capillary and capillary pores in the way of capillary pores portion increase. Total porosity need not be affect significantly. Intensive soil compaction leads to significant decrease of total porosity. Non-capillary pores are even missing in this case. Penetrometric resistance of compacted layer could be so high, that plants roots are not able to grow through this layer and their volume is reduced, root hairs development is small. Roots demonstrate different stages of flaws (deformation of shape and thickness).
- Compacted soils have low aeration, generally below 10 % of volume (e.g. for microorganisms activity 20 % is optimum). The exchange of soil gases and free atmosphere decreases, there is a lack of oxygen, even to 0 % (normal concentrations are 5 – 19 %), CO_2 which has normal

concentration about 10 to 35 % in soil air. Some gasses, e.g. hydrogen sulphide (H_2S), methane (CH_4) and ethylene (C_2H_4) can concentrate to the toxic levels in the soil and contribute to the damages and inhibition of plant roots especially root hairs development. Root hairs are important in water and nutrients uptake and their absence decreases plant ability in water and nutrients supply, it can affect nitrogen, phosphorus even potassium availability.

- Compacted soils have different heat regime. Generally, wet soils warm more slowly in comparison with dry ones. Top layers of compacted soils are wetted after precipitation or irrigation. They are much colder comparing with subsoil. Water evaporation causes cooling of soil. Generally, wet compacted soil has higher heat transfer rate compared to non-compacted wet soil that warms more slowly than dry soil.
- Nutrients are concentrated in a top layer, lower parts are almost without nutrients available for plants, because of impermeable or very low permeable compacted layer.
- Yields, even soil fertility decreasing, acceleration of the other degradation processes mainly water and wind erosion are common features of compacted soils.
- Decreasing of soil biodiversity by affecting the habitat of soil organisms. Soil compaction dramatically changes basic living conditions of micro organisms as aeration (lack of air in soil pores), temperature (disturbing normal temperature gradient), moisture regime through affecting the permeability (under compacted layer is water logging, when water is added to the soil, below this layer is almost dry zone), organic matter content and quality (fulvic acids predominate above humic acids), nutrients distribution in soil profile (nutrients accumulation in upper part of soil profile) and their availability. For plant roots symbiotic microorganisms as Mycorrhiza and Rhizobium are important. Soil compaction affects plants roots also indirectly through affecting soil microorganisms habitat.

According to the intensity of degradation, there is structural and microstructural compaction. In case of structural degradation soil aggregates are not destroyed but come closer together. The structure of soil becomes platy independently of original state of structured soil. In case of structureless soil evidence of soil compaction is via higher hardness of compacted layer in comparison with non-compacted. The self restoration of soil is possible. Micro structural degradation leads to disintegration of soil aggregates and soil becomes structure less. Removal of this destruction is not possible without remediation.

Common causes of soil compaction

Soil compaction is a degradation process that can arise from two basic causes. One of them has natural origin connected with soil formation process and second one is connected with human activities depending on purposes for soil use. According of purposes of soil use compaction can be evaluated differently; as an degradation process in case of agricultural soil use or from environmental point of view or as an ameliorative process when soil is used for example for building purposes. In this case has to be taken into consideration the fact that soil used for building purposes is not any more typical soil, because it loss its basic functions e.g. soil fertility. Considering compaction as an degradation process very often combination of both natural as well as human factors integrate in so-called combined soil compaction.

Naturally induced soil compaction, inclination to compaction

Main factors that determine natural origin of soil susceptibility to compaction processes are textural category and soil morphological unit. From these basic factors soil properties (physical, chemical and biological) are derived.

Generally, soils with high amount of clay (> 35 % or more) are more susceptible to compaction as sandy soils with lower amount of clay (< 35 %). Texture of soil is divided from type of parent material. Fine textured soils arise from fine parent material, e.g. tertiary clays, marly rocks which can be found under several dry lands sands, some alluvial deposits or flysh rocks. High clay content enhances shrinking and swelling processes that leads to the altering of compacted and not compacted statuses of soil which is very harmful for plant roots. Especially clayey soils with low amount of silt fraction are susceptible to the compaction processes. Soils with high clay content are heavy so upper layers can through their weight compact the lower parts of soil profile.

According to the soil morphological units soil susceptibility to compaction depends on type of horizons and their arrangement in the profile. Soils are susceptible to compaction processes when they have argillic horizon in their profile. Soil formation processes as illimerisation, gleying or podsolization increase inclination to compaction. In case of illimerisation and podsolization it is due to clay translocation, in case of gleying it is due to wetting of the soil resulting in reduction environment creation accelerating decrease of soil structure stability and formation. Low aeration of soils stops development of plant roots and accelerates mobility of toxic substances, e.g. aluminium ions. Thickness of illuvial horizons is different. In case of Haplic Luvisols it could be 0.5 to 0.8 m in case of Albic Luvisols it could be even 1.5 m.

Soil organic matter decreases susceptibility of soils to compaction in all textural categories, but textural category is more important in this process, because sandy soils have the lowest amount of organic matter in their profile but also the highest resistance to compaction processes.

In soil units with low inclination to soil compaction the horizon of clay accumulation – argillic horizon is not present or is not significant. These soils have relatively high amount of organic matter in arable layer or they belong to coarse textural category.

Soils with medium inclination to compaction have horizon with low clay accumulation. Such horizon is not very significant. These soils have relatively high content of organic matter and they belong to all textural categories.

Soils with significant horizon of clay accumulation tend highly to soil compaction. Such soils are wetted during winter and spring time that causes destroying of structural aggregates. Also soils with high soluble salts content belong to this category.

Soil morphological units evaluated according to their susceptibility to natural compaction are in following table 2.

Table 2 Soil morphological units according to their susceptibility to natural compaction
(Source: Houšková, B., 2002)

Soil units (WRB -1994)	Inclination to primary compaction
Histosols	low
Anthrosols	low
Rendzic Leptosols	low
other Leptosols	low
Andosols	low
Arenosols	low
Chernozems	low
Phaeozems	low
Mollic Fluvisols and Mollic Gleysols	medium
other Fluvisols	medium
Eutric Cambisols	medium
Dystric Cambisols and Umbrisols	medium
Haplic Luvisols	medium
other Gleysols	high
Podzols	high
Planosols	high
Albic Luvisols and Glossisols	high
Stagnosols	high
Solonchaks and Solonetz	high

Natural origin of soil compaction leads very often to compaction display in all profile or in deeper parts of them.

Soil compaction induced by human activities

This type of soil compaction is induced by intensive or incorrect land use. Especially intensification of agricultural soil use with low amount of deep rooting structure forming plants in crop rotation and not enough time for soil restoration leads to human soil compaction. Influence of plants

on soil environment is different depending on plants demand. Generally, root crops are soil properties worsen plants because of root system, agro-technology with high amount of crossing on the field. Low amount of organic residues from these plants also plays important role in compaction process. Fodder crops belong to the deep rooting structure forming plants with high amount of organic residues in the soil profile and cereals are neutral plants from soil compaction point of view. Average annual losses of organic carbon (tons of C.ha⁻¹) from the soil according to the productivity potential and planted crops are in table 3:

Table 3 Soil category according to productivity potential (*source: Jurčová, Bielek, 1997*)

Soil category according to productivity potential	Plant groups		
	1	2	3
I	2.25	2.81	3.09
II	3.42	4.27	4.70
III	3.67	4.59	5.05

Explanation:

Soil category: 1 – soils with high productivity potential

2 – soils with medium

3 – soils with low productivity potential

Plant group: 1 – fodder crops; inhibitor of organic matter mineralization and soil erosion and compaction

2 – cereals, peas, lupin, soya, colza; neutral plants

3 – sugar beet, mangel-wurzel, potatoes, corn, sunflower, chicory, poppy, tobacco; increased intensity of organic matter mineralization leading to losses of organic C in soil profile, increasing of soil susceptibility to erosion and compaction.

Large fields need heavy machinery. The tyre pressure is very high. To pressure 100 kPa a soil restoration is possible, but higher pressures compact the soil profile. Pressure of 150 kPa can compact the soil to the depth of 0.35 – 0.4 m, depending of soil moisture (*source: Lhotský, 1984*). Higher soil moisture deeper soil compaction.

Soil moisture content during ploughing has to be around 0.9 of field capacity. Especially in case of heavy soils, which are wetted on the beginning of cultivation period, this moisture interval does not meet and compaction arises.

Agro-technology today needs a lot of crossing through the field. About 50 % of the field area is influenced by crossing. Amount of crossing depends on plant and e.g. amount of crossing needed for root crops cultivation is 225 % of field area it means that field with root crops is all exhibited for crossing more than 2 times. The balance of such soil is very fragile because of high amount of possible soil degradation especially in case of heavy soil with very low moisture interval suitable for cultivation. In case of clayey soils this interval is very short and it is very difficult for farmers to be in accordance with soil moisture during cultivation.

Ploughing of soil to the some depth accelerates plough pan genesis.

For human induced soil compaction the compacted layer in the depth of 0.1 – 0.25 m (plough pan) is typical. Deeper soil compaction is typical for naturally induced process.

Soil compaction assessment

Basic principle of soil compaction assessment and evaluation comes out from the rule of textural dependence. General values of soil compaction assessment lead only to general results and possible misinterpretations. For proper evaluation, all results obtained from measurements of compaction indicators have to be evaluated according to limit values valid for given textural category of investigated soil. Table 4 shows limit values of basic physical properties. Results, which do not meet these limits are considered as soil compaction indicators of investigated soil. The basic limits are given for bulk density, porosity, penetrometric resistance and soil aeration. Supplementary limits are for maximal capillary capacity, plasticity index and clay content and are common for given textural category.

Table 4 Indicators of soil compaction – the limit values of soil physical properties according to textural units

SOIL PROPERTY	SOIL TEXTURAL CATEGORY					
	Clay	Clayey	Loam	Sandy loam	Loamy sand	Sand
Bulk density (g.cm^{-3})	> 1.35	> 1.40	> 1.45	> 1.55	> 1.60	> 1.70
Penetrometric resistance (MPa)*	2.8 – 3.2	3.2 – 3.7	3.7 – 4.2	4.5 – 5.0	5.5	6.0
according to soil moisture (% of weight)	28 – 24	24 – 20	18 – 16	15 – 13	12	10
Porosity (% of volume)**	< 48	< 47	< 45	< 42	< 40	< 38
Minimal air capacity (% of volume)	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Maximal capillary capacity (% of volume)	> 35	> 35	> 35	–	–	–
Clay content (≤ 0.001 mm)	> 30	> 30	–	–	–	–
Plasticity index	> 25	> 25	> 25	–	–	–

Notes:

* if the actual soil moisture content does not fit to the given moisture interval it is necessary to add 0.25 MPa to the measured resistance value (in case of higher soil moisture), or to take away 0.25 MPa (in case of lower moisture content) for every 1 % (of weight) difference

** 10 % of volume is the average value of air capacity. For different crops this value changes:

root-crop – limit air capacity is 12 % of volume

cereal – limit air capacity is 10 %

fodder – limit air capacity is 8 %.

Limit value of bulk density for clay soils which is according to Lhotský 1.35 g.cm^{-3} does not fit for clay soils with higher clay content as an average value. Suggested limit for bulk density in this case is 1.20 g.cm^{-3} , which also correspond better with evaluation of soil packing density.

Assessment of the soil susceptibility to compaction

Soil susceptibility to compaction is the method of possible soil compaction determination. Susceptibility of soils to compaction differs according to soil properties. Texture, soil morphological unit (kind and way of soil horizons arrangement), chemical composition, amount of organic substances, water regime, type of canopy and soil use and cultivation are main factors influencing the inclination of soil to compaction. Packing density of soil expresses inclination of soil to compaction and also method of this inclination evaluation is based on packing density of soil:

$$PD = \rho_d + (0.009 * \% \text{ clay}) \quad (\text{g.cm}^{-3}, \text{kg.cm}^{-3})$$

Explanations:

ρ_d – bulk density of soil

Table 5 (Source: JRC/EC, 2002)

Texture Class	Packing density (g.cm ⁻³)		
	Low	Medium	High
	< 1.40	1.40 – 1.75	> 1.75
Coarse	VH	H	M ¹
Medium	H	M	M
Medium fine	M(H)	M	L ³
Fine	M ²	L ⁴	L ³
Very fine	M ²	L ⁴	L ³
Organic	VH	H	

Explanations:

1. except to naturally compacted or cemented coarse (sandy) materials that have very low (L) susceptibility
2. these packing densities are usually found only in recent alluvial soils with bulk densities of 0.8 to 1.0 t m⁻³ or in topsoils with >5 % organic carbon
3. these soils are already compact
4. Fluvisols in these categories have moderate susceptibility.

In this evaluation packing density is divided into three categories according to following table.

Table 6 Packing density categories

Class	Confidence
L	Low
M	Medium
H	High

Susceptibility of soil to compaction is evaluated in connection with soil textural category and has four classes mentioned in following table 7:

Table 7 Classes of soil susceptibility to compaction

Class	Susceptibility
L	Low
M	Moderate
H	High
VH	Very high

Principle of this evaluation is based on the fact that soils with low packing density have a high susceptibility to compaction in opposite to soils with high packing density, which are already compacted. In table 8 the Chernozems susceptibility to compaction and compaction state is evaluated.

Table 8 Chernozems compaction and susceptibility evaluation

FAO_74	Texture and the depth	R_MED	Bdeva	Pscal	Pseva
C	1A	1.47	NC	1.18	VH
C	1B	1.52	NC	1.24	VH
C	2A	1.21	NC	1.44	M
C	2B	1.34	NC	1.57	M
C	3A	1.19	NC	1.55	L
C	3B	1.34	C	1.70	L
Ch	1A	1.47	NR	1.16	VH
Ch	1B	1.52	NC	1.17	VH
Ch	2A	1.2	NC	1.43	M
Ch	2B	1.36	NC	1.55	M
Ch	3A	1.18	NC	1.54	L
Ch	3B	1.31	C	1.64	L
Ck	1A	1.47	NC	1.69	H
Ck	1B	1.52	NC	1.65	H
Ck	2A	1.21	NC	1.41	M
Ck	2B	1.3	NC	1.53	M
Ck	3A	1.16	NC	1.53	L
Ck	3B	1.39	C	1.77	L
Cl	1A	1.47	NC	1.66	H
Cl	1B	1.52	NC	1.66	H
Cl	2A	1.22	NC	1.46	M
Cl	2B	1.36	NC	1.62	M
Cl	3A	1.23	NC	1.59	L
Cl	3B	1.38	C	1.76	L

Explanations:

1 – sandy soils

2 – loamy soils

3 – clay soils

A – plough layer (upper horizon)

B – subsoil

R_MED – median of bulk determined bulk density

Bdeva – evaluation of bulk density according to Lhotský

Pscal – calculated precompaction stress (packing density)

Pseva – evaluated precompaction stress (packing density)

Results show good soil status of Chernozems in all textural categories except of subsoils of heavy Chernozems, which are compacted. According to packing density evaluation, coarse (sandy) soils have high susceptibility to compaction, medium heavy have medium and heavy (clayey) soils have low inclination to compaction, because they are already compacted.

Literature

- HOUŠKOVÁ, B. (2002): Assessment of the State of Soil Compaction in Slovakia. In: Sustainable Land Management – Environmental Protection. A Soil Physical Approach. Advances in Geoecology 35, ISBN 3-923381-48-4, CATENA, 379 – 386.
- JURČOVÁ, O., BIELEK, P. (1997): Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia (Methodology of soil organic matter balance and determination of composting needs). Bratislava, VUPOP, ISBN 80-85361-26-4. 154 pp.
- LHOTSKÝ, J., J. VÁCHAL and P. EHRLICH. (1984): Soustava opatření k zúrodnování zhutnělých půd. (System of remedies for compacted soils amelioration). Praha. ÚVTIZ 14/1984. 39 pp.
- JRC/IES (2002): Subsoil Susceptibility to Compaction. In: European Soil Information.

Indikátory potenciálnej erózie pôdy

Indicators of Potential Soil Erosion

Blanka ILAVSKÁ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR,
e-mail: ilavska@vupu.sk*

Abstrakt

V Slovenskej republike je eróziou postihnutá viac ako polovica výmery poľnohospodárskych pôd. Erózia pôdy, okrem znižovania pôdnej úrodnosti, poškodzovanie líniových stavieb, zanášania tokov a vodných nádrží, má za následok i znečisťovanie životného prostredia, najmä zhoršovanie kvality povrchovej a podzemnej vody. Erózia ohrozuje zdroje pitnej vody. S minerálnymi hnojivami sú splachované i pesticídy a ich rezídua. Tieto sa hromadia v sedimentoch nádrží a tokov a znemožňujú ich použitie na rekultivácie. Okrem toho agrochemikálie a ich rezídua vstupujú do potravinového reťazca s možnosťou ohrozenia ľudského zdravia. Preto je dôležité vyhodnotenie informácií o faktoroch, ktoré majú priamy vplyv na vznik erózie a svojou prítomnosťou indikujú ohrozenie eróznymi procesmi. Ak chceme spomaliť procesy fyzikálnej degradácie pôd, medzi ktoré erózia patrí, musíme nevyhnutne poznať v prvom rade vizuálne, fyzikálne, chemické a biologické znaky (indikátory) erózie pre ich ďalšie využitie pri hodnotení a odhade erózneho stability zemského povrchu a erózneho odnosu. Kľúčom pre hodnotenie potenciálnej vodnej erózie je rovnica USLE, na základe ktorej môžeme identifikovať hlavné faktory erózneho ohrozenia pôd – klimatický, pôdny, morfológický a antropogénny faktor.

Kľúčové slová: erózia pôdy, potenciálna vodná erózia, indikátory erózie, kvalita pôdy, univerzálna rovnica straty pôdy USLE

Abstract

Erosion removes topsoil, reduces levels of soil organic matter, and contributes to the breakdown of soil structure. This creates a less favourable environment for plant growth. In soils that have restrictions to root growth, erosion decreases rooting depth, which decreases the amount of water, air, and nutrients available to plants. Erosion removes surface soil, which often has the highest biological activity and greatest amount of soil organic matter. This causes a loss in nutrients and often creates a less favourable environment for plant growth. Nutrients removed by erosion are no longer available to support plant growth onsite, but can accumulate in water where such problems may occur. Deposition of eroded materials can obstruct roadways and fill drainage channels. Sediment can damage fish habitat and degrade water in streams, rivers, and lakes. Visual, physical, chemical, and biological indicators can be used to estimate soil surface stability or loss.

Keywords: soil erosion, potential of water erosion, indicators of erosion, soil quality, universal soil loss equation USLE

Úvod

Pôda je veľmi citlivou zložkou prírody, lebo predstavuje prienik jednotlivých sfér našej planéty: litosféry, atmosféry, hydrosféry, biosféry a antroposféry. Ako časť životného prostredia terestrickej bioty indikuje zdravotný stav bezprostredného okolia človeka.

Využívanie pôdy malo od pradávna rôzne, často aj negatívne vplyvy na jej kvalitu, ktoré sa so vzrastajúcou intenzitou jej využitia zväčšovali. Degradácia pôd je po odstraňovaní prirodzeného rastlinstva druhým najstarším procesom znehodnocovania životného prostredia človekom. Už v naj-

staršej histórii nie je ťažké nájsť množstvo príkladov, kedy úrodnosť a dostatok pôdy určovala rozvoj a úpadok štátov a národov.

S nárastom počtu obyvateľstva dochádzalo stále k ďalšiemu rozširovaniu erózie. V súčasnosti dosiahli pôdodegradačné procesy alarmujúcu intenzitu a stali sa jedným z najväčších problémov životného prostredia človeka. Otázka ochrany pôd patrí k najaktuálnejším environmentálnym úlohám. Jej riešenie je však závislé od celkových spoločensko-politických pomerov a najmä od poľnohospodárskej politiky.

Napriek tomu, že ochrana pôdy nie je stredobodom záujmu environmentálnych organizácií, nemožno povedať, že by k ochrane pôdy neboli zaujaté žiadne stanoviská. Bolo prijatých niekoľko medzinárodných vyhlásení a odporúčaní. Najvýznamnejšie sú Svetová charta o pôde prijatá konferenciou FAO, 1981, Svetová pôdna politika OSN vyhlásená v roku 1982. V Európe bol prijatý celý rad regionálnych dokumentov napríklad Európska charta o pôde schválená Výborom ministrov členských štátov Rady Európy, 1972 a Odporúčanie Rady Európy č. R(92)8 schválené Výborom ministrov členských štátov Rady Európy, 1992. Tieto medzinárodné dokumenty majú však zatiaľ iba charakter odporúčaní a nie sú záväzné. V jednotlivých štátoch existujú aj záväzné nariadenia a zákony o ochrane pôdneho fondu. U nás je to Zákon SNR 307/1992 o ochrane poľnohospodárskeho pôdneho fondu, ktorý je základným zákonom o ochrane pôdy.

Medzi pôdodegradačnými procesmi má zvláštne postavenie erózia pôdy. Napriek tomu, že chemické znečistenie pôd môže byť veľmi nebezpečné, možno povedať, že erózia pôd je najzávažnejším degradačným procesom, ktorý často vedie k úplnému odnosu jemnozeme a tým k zániku pôdy. Žiadny iný proces nepôsobí tak dlhodobo a veľkoplošne a žiaden nevedol doteraz k úplnému znehodnoteniu takej veľkej rozlohy pôdy, aký spôsobila erózia v mnohých častiach sveta.

V Slovenskej republike je eróziou postihnutá viac ako polovica výmery poľnohospodárskych pôd. Erózia nespôsobuje len celkové zníženie úrodnosti, ale okrem ekonomickej straty spôsobuje aj vodohospodársku, energetickú a ekologickú ujmu. Ak chceme spomaliť procesy fyzikálnej degradácie pôd, medzi ktoré erózia patrí, musíme nevyhnutne poznať v prvom rade vizuálne znaky erózie pre ich ďalšie využitie pri hodnotení a odhade erózne stability zemského povrchu a erózneho odnosu.

Erózia na Slovensku

Vodná erózia pôdy má negatívny vplyv na úrodnosť pôdy. Aj keď je erózia prírodný proces, je ľudskou činnosťou, a to predovšetkým poľnohospodárstvom, urýchl'ovaný. Počiatky urýchl'ovania erózných procesov v našich podmienkach možno datovať do 8. a 9. storočia n.l. (Juráň, 1990). V sídelných oblastiach dolných tokov riek Moravy, Váhu a Nitry sú zachované dobre identifikovateľné znaky zrýchlenej plošnej, ryhovej a výmoľovej erózie. V 13. a 14. storočí n.l., v období kolonizácie a osídľovania pohorí v súvislosti s rozširovaním ťažby nerastných surovín a vznikom väčšiny vidieckych sídiel, prenikla do poľnohospodárstva trojhonová sústava hospodárenia, ktorá oproti predchádzajúcej prielohovej sústave zvýšila asi 3- až 4-násobne podiel oráčiny. Zväčšujú sa poľnohospodárske plochy na úkor v teplomilných dubín a dubohrabín v nížinách a pahorkatinách.

Ďalší nárast všetkých foriem erózie pôdy bolo možné zaznamenať v 15. a 16. storočí, v období valašskej kolonizácie. Valašské etnikum odlesňovalo svahy pohorí, rozširovalo pasienky ako i ornú pôdu na svahoch sopečných a flyšových pohorí, kde sa ich činnosť najviac prejavila vo vysokej intenzite vodnej erózie. V 18. a 19. storočí sa v poľnohospodárstve aplikuje sústava striedania plodín, čo znamenalo intenzifikáciu využitia pôdy. Zvýšil sa podiel okopanín i počet hospodárskych zvierat. Zvyšovanie počtu obyvateľstva vyvoláva stály tlak na rozširovanie poľnohospodársky využívannej pôdy na úkor lesných porastov a pasienkov, čo vyvoláva ďalšie zintenzívnenie erózných procesov. V druhej polovici 19. a začiatkom 20. storočia dochádza k určitej stabilizácii erózných plôch a k poklesu intenzity erózných procesov. Vznikla rovnováha medzi využívaním pôdy a zachovaním jej úrodnosti. Významnú stabilizačnú funkciu plnili najmä hranice medzi jednotlivými vlastníkmi pôdy v podobe medzí, tvorenými často kameňmi vynosenými z polí a zarastenými krovitou vegetáciou. V 50 rokoch dochádza ku kolektizácii a k odstraňovaniu týchto, niekedy až niekoľko storočí sa vytvárajúcich protieróznych zábran, k sceľovaniu polí do väčších honov bez rešpektovania nebezpečenstva nárastu intenzity erózie.

Koncom 60. a začiatkom 70. rokov dochádza z dôvodu nasadenia veľmi výkonnej techniky, k ďalšiemu neúmernému zväčšovaniu honov s následnými negatívnymi dopadmi, medzi nimi aj zvýšením erózne ohrozenosti pôdy. Podľa Juráňa (1990) v 50-tych rokoch došlo asi k 10 násobnému nárastu intenzity erózie a tento stav zotrúva dodnes.

Celkove je na území Slovenska ohrozených vodnou eróziou 38 % z celkovej výmery ornej pôdy. Priemerný ročný odnos pôdy sa pre Slovensko odhaduje na 2,8 – 3,0 mil. ton. Nakoľko erózia je ireverzibilný proces ide o trvalé znižovanie pôdnej úrodnosti pôd Slovenska a vznik nenahraditeľných škôd na pôde ako prírodného zdroja spoločnosti.

Faktory erózných procesov

Pojem erózia sa vzťahuje k procesom spôsobujúcim odnos pôdneho a horninového materiálu a s tým súvisiacim zmenám tvarov zemského povrchu. Vzhľadom na to že tieto procesy sú mnohotvárne, možno na ne nazerať z viacerých hľadísk. Z hľadiska pôdoznaleckého sa jedná v prvom rade o rozrušovanie povrchovej vrstvy pôdy, prenos a ukladanie transportovaného pôdneho materiálu vplyvom rôznych exogénnych činiteľov.

Potenciálna vodná a veterná erózia patria k najdôležitejším indikátorom kvality pôdy, ktoré významne závisia od vlastností pôd a reliefu, ale hlavne od charakteru vegetačného pokryvu. Napríklad trvalý a súvislý trávny porast ochraňuje temer úplne aj pôdy najviac ohrozené eróziou, zatiaľ čo orné pôdy, na ktorých sa pestujú jarné plodiny s neskorou dobou výsevu (napr. kukurica) s agro-technikou po spádnici, podmieňujú silnú eróziu aj na relatívne menej erodovateľných pôdach. Pretože spôsob využívania, najmä orných pôd, je veľmi dynamický jav v krajine, je charakteristika ohrozenia poľnohospodárskeho pôdneho fondu vyjadrená ako potenciálne možná vodná a veterná erózia, t.j. erózia, ku ktorej by došlo bez ochranného pôsobenia vegetácie.

Index eróznej ohrozenosti vodou a tolerovaná strata pôdy sa vypočítava univerzálnou rovnicou straty pôdy – USLE (Wischmeier-Smith):

$$E_{\text{voda}} = R * K * LS * C * P / T$$

kde:

E_{voda} = index potenciálnej vodnej erózie

R = faktor eróznej účinnosti prívalových zrážok

LS = faktor sklonu y svahu

C = faktor rastlinného krytu

P = faktor účinnosti protieróznych opatrení

T = tolerovaná strata pôdy

Faktory R, K a LS v rovnici reprezentujú klímu, pôdne charakteristiky a topografické podmienky, ktoré sa dajú priamo merať, faktory C a P predstavujú stupeň ochrany pred eróziou a závislé od aplikácií rôznych protieróznych opatrení jednotlivých poľnohospodárskych subjektov.

Indikátory erózných procesov

Ako indikátory erózie v rôznych krajinách sú uvádzané nasledujúce indikátory, ktoré priamym zmeraním zmien vlastností pôd indukujú procesy erózie

- *vizuálne indikátory* (hĺbka pôdy, zmeny hrúbky pôdnych horizontov, zmeny povrchu pôdy na základe leteckých snímok),
- *fyzikálne indikátory* (zmeny stability pôdnych agregátov, zväčšovanie hĺbky erózných rýh a kanálov),
- *chemické indikátory* (znižovanie obsahu organickej hmoty, zmeny kationovej výmennej kapacity – CEC)
- *biologické indikátory* (znižovanie biologickej aktivity v pôde).

Uvedené indikátory sa využívajú na odhad stability pôdneho povrchu a odnosu pôdy. Vychádzajúc z rovnice straty pôdy USLE a charakteristiky jednotlivých faktorov môžeme povedať, že indikátormi eróznej ohrozenosti sú:

1. Pôdne faktory

Indikátory eróznej ohrozenosti pôd predstavujú hlavne informácie o pôdnych vlastnostiach, ktoré vplývajú na intenzitu erózneho procesu prostredníctvom infiltrácie zrážkovej vody do pôdy a odolnosťou pôdy voči deštruktívnym účinkom dažďových kvapiek a odolnosťou proti transportnej schopnosti povrchového odtoku.

Z teoretických rozborov a výsledkov experimentov vyplýva, že (Antal, Fidler, 1989)

1. infiltrácia zrážkovej vody je predovšetkým funkcia
 - zrnitostného zloženia
 - štruktúry pôdy
 - vlhkosti pôdy
2. odolnosť pôdy voči deštrukčným účinkom činnosti vody je funkcia
 - obsahu humusu
 - nasýtenosti sorpčného komplexu pôd
3. odolnosť pôdy proti transportnej činnosti závisí najmä od
 - zrnitostného zloženia

Pri skúmaní vplyvu zrnitostného zloženia na intenzitu erózie sa zistilo, že najmenej náchylné na eróziu sú pôdy piesočnaté z dôvodu vysokých hodnôt vsaku. Za nimi nasledujú pôdy ílovité, ktoré aj napriek nízkej infiltračnej schopnosti majú z dôvodu vysokého obsahu ílovitých častíc vysokú súdržnosť. Menej odolné voči erózii sú pôdy hlinité, ktoré majú priemerné hodnoty vsaku, ale z dôvodu vysokého obsahu prachových pôdnych častíc sú málo súdržné. Najmenej odolné sa javia nehumózne spraše a sprašové hliny v dôsledku malej rýchlosti infiltrácie a nízkemu obsahu tmeliacich častíc (Antal, Fidler, 1989).

Odolnosť pôd voči erózii závisí aj od ich štruktúry. Pôdy štruktúrne sa vyznačujú vysokou intenzitou infiltrácie, odolnosťou proti rozrušujúcim účinkom dažďových kvapiek ako aj odolnosťou proti deštrukčnému účinku povrchového odtoku. Vytvorenie a zachovanie štruktúrnosti pôdy je podmienené prítomnosťou humusu. Pri poklese obsahu humusu pod 2 % dochádza k trvalému rozpadu pôdnych agregátov (Kirby, Morgan, 1984).

Na základe pôdnych vlastností a niektorých vlastností reliéfu (sklon a expozícia) bola vypracovaná interpretácia BPEJ z hľadiska odolnosti voči erózii (Juráň, 1980).

Erodovateľnosť pôdy závisí aj od vlhkosti pôdy. Pôda s vysokou vlhkosťou dosahuje konečnú rýchlosť infiltrácie a agregáty sú menej odolné voči rozplavovaniu.

1. Morfologické faktory

Morfologické vlastnosti územia výrazne ovplyvňujú intenzitu erózie. Oblasti s členitým reliéfom, ktorý spôsobuje sústreďovanie povrchového odtoku a jeho rýchly odtok sú najviac postihované eróziou.

Vplyv reliéfu je oveľa *výraznejší ako napríklad* vplyv erodovateľnosti pôdy. Potvrďuje to skutočnosť, že na rovine nedochádza k žiadnemu odnosu pôdy vodou.

Vplyv reliéfu určujú dva základné parametre – sklon svahu a dĺžka svahu, ktoré ovplyvňujú rýchlosť odtoku a tým aj jeho množstvo, lebo čím väčšia je rýchlosť tým menej času zostane na infiltráciu.

Vyjadrenie vplyvu svahu je jednoduchšie ako vyjadrenie ostatných vzťahov, pretože vplyv svahu má mechanickú podstatu. Čím strmší a dlhší je svah, tým väčšia je rýchlosť tečúcej vody.

Svahové parametre možno ľahko merať. Veľkou výhodou je ich stálosť. Zatiaľ čo vlastnosti dažďa sa menia neustále a vlastnosti pôdy sezónne, sklon a dĺžka svahu sa mení iba v geologickej časovej mierke, (pokiaľ nedôjde k terénnym úpravám a reštrukturalizácii pôdneho fondu).

3. Faktory vegetačného krytu

Vegetácia zoslabuje intenzitu erózneho procesu. Protierózna funkcia vegetačného krytu sa prejavuje najmä:

- v mechanickej ochrane pôdneho fondu pred priamym dopadom dažďových kvapiek
- v pozitívnom vplyve na pôdne vlastnosti, najmä v zlepšovaní štruktúry pôdy a pórovitosti prostredníctvom koreňových zvyškov, ako i zvyšovaním podielu organickej hmoty v pôde a s zintenzívnením mikrobiologickej aktivity. Tieto vplyvy majú pri dlhodobom pôsobení za následok zvýšenie odolnosti voči erózii,
- v znižovaní objemu povrchového odtoku vplyvom intercepcie a vyššej intenzite vsaku oproti plochám bez vegetácie a znížením rýchlosti povrchového odtoku a tým aj k poklesu jeho erózneho účinku a transportnej schopnosti (Janský a kol., 1994),
- v mechanickom spevnení pôdy prostredníctvom koreňového systému najmä drevín a viac-ročných tráv
- v zatienení pôdneho povrchu a tým zmenšením výparu a v uchovaní priaznivého vlhkostného stavu pôdnych agregátov s kladným vplyvom na ich stabilitu.

Na základe uvedeného vplyvu vegetácie na priebeh erózie bolo zostavené nasledovné poradie ochrannej účinnosti vegetačného krytu (Antal, Fidler, 1989):

- zapojený lesný porast s vyvinutým podrastom
- TTP
- Dočasné trávne porasty a viacročné krmoviny
- Oziminy
- Jariny
- Okopaniny

Protierózný účinok jednotlivých poľnohospodárskych plodín, vo všeobecnosti značne nízky, je dosť rozdielny. Závisí predovšetkým od stupňa pokrývnosti v období výskytu prívalových dažďov.

4. Antropogénne faktory

Človek svojou hospodárskou činnosťou výrazne zasahuje do krajiny. Všeobecne možno poľnohospodárstvo zaradiť medzi tie ľudské aktivity, ktoré najviac zvyšujú náchylnosť územia na eróziu. Prirodzené, stabilné ekosystémy sú nahradené málo stabilnými agroekosystémami, ktoré sa vyznačujú nízkou protieróznou účinnosťou.

Na poľnohospodárskej pôde má na intenzitu erózie vplyv polohové a tvarové usporiadanie pozemkov. Svahové pozemky umiestnené svojou dlhšou stranou v smere vrstevníc a aj obhospodarované v tomto smere vykazujú nižší stupeň intenzity erózie ako pozemky umiestnené po spádnici a v tomto smere aj obhospodarované. Vrstevnicové umiestnenie a obhospodarovanie zlepšuje zásobovanie vodou v dôsledku zvýšenej retencie povrchu pôdy. Povrchový odtok je brzdený riadkami plodín, ktoré čiastočne zachytávajú pôdny materiál transportovaný povrchovým odtokom.

Intenzitu vodnej erózie tiež ovplyvňuje umiestnenie poľnohospodárskych kultúr na svahu. Na najviac erózne ohrozených miestach je možné odnos pôdy znížiť plodinami a vyššou protieróznou účinnosťou, čo sa využíva pri návrhu protieróznych osevných postupov a pásovom pestovaní plodín. Na intenzitu erózie vplýva aj agrotechnika. Koľaje po prejazde mechanizmov sú častou príčinou koncentrácie povrchového odtoku a vzniku erózných rýh pre nedodržanie vrstevnicového smeru ich jazdy.

Medzi najúčinnjšie protierózne opatrenia patrí ponechanie čo najväčšieho podielu pozberových zvyškov pri redukcii až vynechaní spracovania pôdy a následnej sejby. Tento systém ochranného obrábania bol rozpracovaný v USA. Informačné centrum pre ochranné obrábanie pôdy (Conservation Tillage Center) definuje ochranné obrábanie ako systém predsejbovej prípravy pôdy a následnej sejby, pri ktorom najmenej 30 % pôdneho povrchu je po zasiatí plodiny pokryté rastlinnými zvyškami po predchádzajúcej plodine za účelom ochrany pre eróziu. V systéme ochranného obrábania pôdy rozlišujeme, bezorbovú predsejbovú prípravu (notill), sejbu resp. sadbu do hroblí (ridge-till), sejba do povrchovo nakyprených úzkych pásov (strip-till), prípravu pôdy zahrňujúcu mulčovanie pôdneho povrchu (mulch-till), minimálne obrábanie (reduced-till).

Porovnanie vplyvu ochranného spôsobu obrábania pôdy s konvenčným, na pôdu a jej vlastnosti je možné zhrnúť do nasledovných bodov (Juráň, 1990):

- 1) zvýšenie infiltračnej schopnosti pri ochrannom obrábaní oproti konvenčnému (dažďová voda vsakuje do väčšej hĺbky).
- 2) Následkom ochranného obrábania sa znižuje výpar z pôdneho povrchu oproti konvenčnému.
- 3) Objemová hmotnosť do hĺbky 0,15 m je vyššia pri ochrannom systéme, ale v hĺbke 0,2 – 0,3 m je nižšia ako pri konvenčnom obrábaní.
- 4) Ochranný systém obrábania spomaľuje prehrievanie pôdneho povrchu, čo oproti konvenčnému spôsobu obrábania oneskoruje klíčenie napr. u kukurice o 3 až 10 dní a spomaľuje rast rastlín.
- 5) Ochranné obrábanie účinne chráni pôdny povrch pre kvapkovou eróziou a rozrušovaním prostredníctvom povrchového odtoku, ale v dôsledku značného používania pesticídov dochádza k ich vyplavovaniu do vodných tokov vo väčšej miere ako pri konvenčnom obrábaní.

Juráň (1990) uvádza, že na základe mapovania pôd na princípe kritériálnych hodnôt charakterizujúcich mieru vhodnosti pôdnych a stanovištných podmienok je na Slovensku možné využiť minimalizáciu obrábania na 45 % celkovej výmery poľnohospodárskeho pôdneho fondu.

Záver

Erózia pôdy je prírodný proces, ktorý sa ľudskou činnosťou, u nás najmä poľnohospodárstvom, urýchljuje. Negatívne dopady tohto procesu sú pomerne rozsiahle, preto je určenie intenzity vodnej erózie, aj potenciálnej, prostredníctvom indikátorov erózie, veľmi dôležité z hľadiska posúdenia erózne ohrozenosti pôd pri súčasnom využívaní, ako aj pri zmene využívania územia alebo zmeny organizácie pôdneho fondu, tvorbe územného systému ekologickej stability a pod.

Literatúra

- ALENA, F., 1991: Protierózna ochrana na ornej pôde, Metodika, Bratislava.
- ANTAL, J., 1995: Erózia na poľnohospodárskych pôdach, Výskumná správa, VŠP, Nitra.
- BIELEK, P., 1991: Ohrozená pôda, VÚPÚ, Bratislava, 77 s.
- BIELEK, P., 1996: Ochrana pôdy, VÚPÚ, Bratislava.
- BUČKO, Š., 1975: Potenciálna erózia pôdy Juhozápadného Slovenska, Geografický časopis 3/27.
- DEMO, M. a kol., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine, Nitra.
- HRAŠKO, J. - JAMBOR, P., 1996: Dokumenty o pôde, VÚPÚ, Bratislava, 46 s.
- ILAVSKÁ, B. - JAMBOR, P., 1997: Systém účinnej protieróznej ochrany, Metodika, VÚPÚ.
- ILAVSKÁ, B. - SVIČEK, M. - GRANEC, M., 1999: Modelling of potential and actual water erosion based on the data othe PEU in pilot territory, Soil Conversation Working Goup, Contributions.
- JÁNSKY, L., 1993: Experimentálna štúdia povrchového odtoku a erózneho zmyvu na svahu nekrytom vegetáciou, J. Hydrolog. Hydromech. 41/1.
- JURÁN, C., 1986: Erózne procesy a ochrana pôdy, Metodicko námetová príručka č. 8, kapitoly o pôde a jej ochrane, SZOPK, Bratislava.
- JURÁN, C. - JURČOVÁ, O. - MALÍŠEK, A., 1990: Modelovanie poľnohospodárskych sústav vrátane ochrany pôdy proti erózii, Výskumná správa, VÚPÚ, Bratislava.
- VOŘENÍLEK, V., 1998: Eroze pudy a modely jejího hodnocení, GEOINFO 2/98.
- WALTER, M. - WEIDENBACHER, A., 1999: Die natürliche Erosionsdisposition der Böden in der Region Ingolstadt, Munchen.
- WISCHMEIER, W.H. - SMITH, D.D., 1962: Soil Loss Estimation as a toll in soil and water management planning, Int. Assoc. Scient. Hydrol. Pub. 59.
- ZACHAR, D., 1970: Erózia pôdy, SAV, Bratislava.
- ŽDÍMAL, V., 2000: Stanovení potenciální vodní eroze pudy, GIS, Ostrava.
- Zákon SNR 307/1992 o ochrane poľnohospodárskeho pôdneho fondu SR.
- Príloha nariadenia Vlády SR č. 152/1996 Z.z. o základných sadzbách odvodov za odňatie poľnohospodárskeho pôdneho fondu.

Problémy efektívnej ochrany pôdy

Problems of Effective Soil Conservation

Pavel JAMBOR

Soil Science and Conservation Research Institute, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR

Abstract

The problems of soil resources conservation and use were assessed from the view of soil decreases and their delimitation for the purposes of non-agricultural use. In last decade of 20th century total volume of decreases was visibly reduced, however at present time there is realistic perspective of repeated increased decreases of land – as an associated sin of new economical boom in Slovak Republic. Farmland and its all compounds are exposed to several physical, chemical and biological degradation influences. Of them most important is water erosion besides further degradation processes, as e.g. compaction, acidification, sealing, etc. In the paper are described erosion control measures, relevant from the view of effective antierosion conservation.

Keywords: soil, conservation, use, decreases, erosion, degradation

Abstrakt

Problémy ochrany zdrojov pôdy a ich využívanie boli hodnotené z hľadiska úbytkov pôdy, jej delimitácie pre nepoľnohospodárske využívanie. V poslednej dekáde 20. storočia celkový objem úbytkov pôdy sa viditeľne znížil, avšak v súčasnosti je reálna perspektíva opakovaných zvýšených záberov pôdy – ako sprievodný znak nového ekonomického oživenia v Slovenskej republike. Poľnohospodárska pôda a jej všetky zložky sú vystavené viacerým formám degradácie pôdy – fyzikálnej, chemickej a biologickej. Z nich najdôležitejšia je vodná erózia popri ďalších procesoch degradácie, ako napr. zhutňovanie, acidifikácia, nepriepustnosť pôdy atď. V príspevku sú popísané aj ochranné protierózne opatrenia, relevantné z hľadiska protieróznej ochrany.

Kľúčové slová: pôda, ochrana, využívanie, zábery, erózia, degradácia

Introduction

Farmland conservation is a theme that in our country became particularly actual already second half of former century, when socialization and collectivization of agriculture revealed serious problems:

- farmland large acreages decrease for use out of agriculture
- considerable water and wind erosion
- soil degradation processes caused by chemization, heavy machinery use and impacts coming from non agricultural spheres.

In 1976 was published new, more strict Act on Soil Conservation, the act established high delivery for high productive soils decreases and temporarily was established a foundation. From it was financed soil compensation reclamation of less fertile soils as a compensation for high quality soil decrease.

At every district were elaborated Soil Conservation Strategies and designated board, which under supervision of the expert from Soil Science and Plant Nutrition, implemented principles of soil conservation into practice.

At fertile soils decrease there used to be duty in all cases to do stripping of surface humus layer that will be used for less fertile soil reclamation. Such procedure nice example in large scale was stripping of the land under Hydrowork Gabčíkovo on the Danubian Lowland in seventies and eighties.

In the area larger than 3 000 ha was obtained large quantity of humus stripping of high quality. The humus earth was used for less fertile soil reclamation in circle up to 30 km.

Material and method

By elaboration of the paper were used the materials of Soil Science and Conservation Research Institute Archives, Bratislava and the same institute Soil Information Systems. Legislative measures concerning soil conservation were used with aspect to their validity in the period of socialism and 20th century last decade. Important were also statistical data of Slovakian statistical institutions.

Mentioned materials were used with aspect to enumerate damages and harms caused in the region of soil conservation with indication of the measures necessary for compensation and situation in future.

Results and discussion

Farmland decreases

Since 1945 till today (2002) was for various forms of non agricultural use totally delimited 330 000 ha farmland. This is area that at presence is getting near e.g. acreages of Trenčín or Trnava regions. During decades of socialistic period was annually lost an average 7 700 ha farmland (21.1 ha daily). However after 1990 the farmland decreases were reduced and in period 1990 – 2002 were registered farmland decreases globally by the figure exceeding 9 000 ha, this in recalculation for 1 day round 7 ha, i.e. decrease rapidity and extent were substantially reduced.

As far as arable land is concerned, which from universal view has focal importance, after two decades of “real socialism” (1970 – 1990) decreased totally 174 000 ha and mean annual decrease 8 700 and daily 23.8 ha. After 1990 was the decrease minimized (1990 – 2002) to summary value 68 000 ha. For 1 year on average is 5 230 and for 1 day 14.3 ha.

So decrease rapidity and extent were reduced. However in front of us is standing new economical boom after our country entering EU. This surely will be linked with high requirements for new farmland and arable land decreases.

Table 1 Farmland and arable land decreases and area per capita in ha

Year	Farmland (th.)	Per capita	Arable land (th.)	Per capita
1945	2 774	0.80	1 787	0.52
1950	2 785	0.78	1 711	0.51
1955	2 679	0.73	1 692	0.46
1960	2 754	0.65	1 761	0.42
1965	2 647	0.60	1 720	0.39
1970	2 628	0.57	1 683	0.33
1975	2 560	0.53	1 592	0.33
1980	2 477	0.49	1 516	0.32
1985	2 467	0.47	1 517	0.29
1990	2 448	0.46	1 509	0.28
1995	2 446	0.46	1 479	0.28
2000	2 442	0.45	1 466	0.26
2002	2 439	0.45	1 441	0.26

Table 2 Farmland decreases for constructions, mining and total (ha)

Period	For constructions	For mining	Total
1966 – 1990	69 109	1 987	287 297
1991 – 1995	2 521	1 702	6 094
1996 – 2000	2 348	51	8 375
2000 – 2003	940	200	3 250

Erosion control

Within farmland most erodible is ploughed land. In Tab. 4 is presented soil vulnerability to water erosion by the regions of Slovakia. Farmland erodibility categories are presented in Tab. 3 with aspect to the genetic soil types.

At concrete erosion control measures the highest weight of conservation measures should be focused to the erodible soils with highest productivity potential – Haplic Chernozems, Haplic Luvisols and Albic Luvisols.

Table 3 Farmland water erosion risk by main soil units and mean annual runoff (t earth.ha⁻¹.year⁻¹)

Soil	medium erosion runoff 4 – 10		severe erosion runoff 10 – 30		extreme erosion runoff 30 - 40	
	ha	%	ha	%	ha	%
Haplic Chernozem	35 594	7.0	7 870	1.8	–	–
Haplic Luvisol	108 762	23.0	45 868	11.0	16 633	4.0
Albic Luvisol	80 395	17.0	28 013	6.6	6 483	2.0
Eutric Regosol	17 046	3.6	9 948	2.0	9 688	2.4

Table 4 Arable land vulnerable by water erosion (Juráň, 1991)

Region	Medium erodible		Strong erodible		Severely erodible		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Eastern Slovakia	108 260	26.8	81 430	20.2	24 710	6.1	214 400	53.1
Central Slovakia	95 660	33.4	58 360	20.4	35 880	12.5	189 900	66.3
Western Slovakia	85 480	10.3	64 170	7.8	22 150	2.7	171 800	20.8
Slovakia	289 400	20.0	203 960	14.1	82 740	5.8	576 100	39.9

In conditions of American NW on arable land Michalson et al. (1999) solved erosion control in complex manner. In current practice we can meet with following measures belonging into a circle of erosion control measures (Uri et al., 1985):

- Contour tillage – usually associated with conventional tillage. However it includes all the current agrotechnical measures within the cropping systems. They are made along contours. At ploughing besides contour direction is also required turning the earth in direction against the slope. The measure helps to reduce extant of erosion runoff approximately 50 %. It is suitable for the sloping 3 – 9 degrees. Beneficial effect lasting – depending on texture 1 – 5 months in the order: sandy – loamy – clayey soils.
- Rational crop rotation based on following crop distribution:
 - Perennial fodder crops and grasses with very good conservation effect since consistent canopy formation till its liquidation 1 – 3 years later
 - winter crops with conservation effect duration since autumn end till next year August – 10 months
 - springs crops with conservation effect lasting most 5 months
 - row crops with least (lowest) conservation effect duration – not more than 4 months.
- Subsoiling and deep tillage (45 cm) made along contours are one of most effective erosion control measures and prevention of unlimited erosion runoff. Excluded are stony soils.
- Zero – tillage (no-till) technologies seem to be most progressive erosion (water and wind erosion) control measures, not accepted till now in our country. They are desirable mainly in warmer (semiarid) conditions. Their efficacy however is limited with several factors:
 - Soil factor (Suškevič, 1991) – suitable are loamy to sandy soils, deep, with good, stable structure, with neutral, alkaline to weak acid soil reaction. Particularly suitable are warm, permeable, non-compacted soils in regions of more arid character. Mean annual temperature above 9 °C, in vegetation period above 15 – 17 °C. In the conditions of Slovakia these conditions are identical with soil types Haplic Chernozems, Haplic Luvisols.
 - Weed factor – at no-till technologies weeds a greatest factor first 4 – 5 years. Their attacks are later reduced.
 - Factor of moisture and temperature regimes is particularly great obstacle on acid soils and in case of non stable compact soil structure.

- Minimum agrotechnics with disking to 7 cm depth seems to be best solution among all soil conservation technologies in our conditions and could fully compensate convention tillage.
- Mulching – in condition of normal (without extremes) arable land, after small grain cereal is seeded catch crop (e.g. mustard). It after first frosts will form consistent mulch on soil surface. This is practically 100 % erosion control. In spring main crop is directly seeded into the mulch.
- From organizational measures besides rational crop rotation should be mentioned
- Shape and size of fields:
 - field orientation along contours
 - optimum field length – 400 – 1 000 m
 - optimum field width – 200 – 300 m
 - optimum size 10 – 30 ha.

Financial costs invested into erosion control measures are cycled most rapidly on soils with highest productivity potential, i.e. Haplic Chernozems and Haplic Luvisols (Tab. 3). However these soils often are in the complex with mentioned Eutric Regosols. Also Regosol can be successfully treated with the conservation tillage of permanent (annually repeated) measures. It brings substantial improvement.

Table 4 is presenting the review by erosion vulnerability of arable land categories. Problems could be mixed fields with occurrence of several vulnerability categories. This requires field size and shape optimization with aspect to erosion vulnerability classes. Optimum is a field only with one vulnerability class.

Table 5 The areas of erodible soils by their vulnerability to water erosion (ha)

Soil type	II. category	III. category	IV. category	Total
Haplic Chernozem	32 594	7 870	–	40 464
Haplic Luvisol	108 762	45 868	16 633	171 270
Albic Luvisol	80 395	28 013	6 483	114 891
Eutric Regosol	17 046	9 448	9 688	36 182
Total	238 797	91 199	32 804	362 800

Table 6 The area of row crops on erodible soil (ha-mean 1996 – 2000)

Crop	ha
Maize	112 736
Potatoes	31 407
Sugar beet	33 004
Sunflower	54 872
Row crops	232 019

Wind erosion

(by Stred'anský et al., 2003) in Slovak Republic is particularly actual in time of long-term (several weeks) periods of drought at the vegetation period start in cases of strong gusty wind on ploughed land without vegetation cover. Wind erosion initiation was registered at wind velocity 4 – 6 m.sec.⁻¹

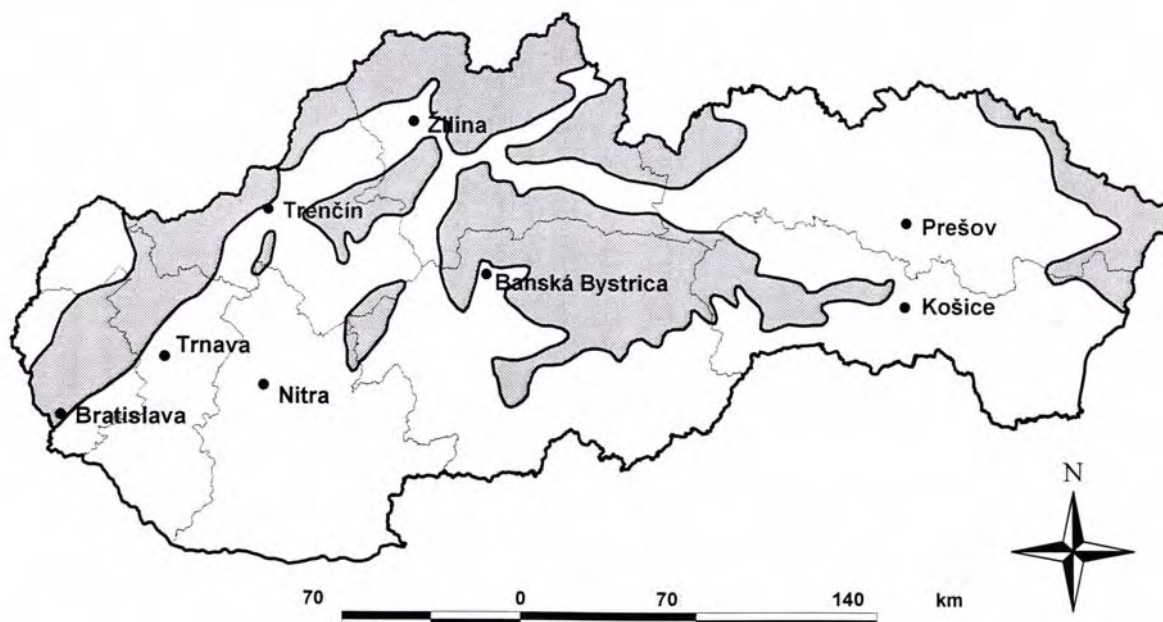
Particularly vulnerable are larger areas (above 10 ha) with texturally lighter ploughed soils without vegetation cover and protection of stable vegetation (windbreakers) or dispersed stable vegetation (trees, bushes).

For extremely jeopardized area considered locations of sandy soils (Záhorie) in total area 39 000 ha. Severe wind erosion risk was observed 210 000 of light soil in South East, South and South West Slovakia (Fig. 1). Here however are included to wind erosion vulnerable soils also immense areas of loamy soils, particularly in dry periods at the end of March and in April until vegetation forms canopy. By runoff is wind erosion categorized into 5 categories (weak – medium – strong – very strong – catastrophic) with runoff $0 \geq 280 \text{ t.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$.

Table 7 Soil vulnerability in Slovakia to wind erosion by textural composition
(Stred'anský et al., 2003)

Texture	Farmland (ha)	%
Light soils	210 000	8.6
Medium heavy soils	1 719 000	53.1

Figure 1 Areas of Slovakia regularly jeopardized by wind erosion



Conclusions

The principles of effective soil conservation are today focused on:

1. soil conservation against its decreases and use for non agricultural use
2. conservation and sustainability of physical, chemical and biological soil properties and functions
3. conservation against degradation processes (erosion, compactness, etc.).

Generally soil conservation is focused to the sustainability of its capability to produce biomass.

However soil protection should fully secure besides biomass production all the five basis soil functions conservation:

- filtration and buffering soil function
- function of biological habits and gene reserve
- function of the space for man activities
- soil function as a source of geogene energy and raw materials
- soil function as a bearer of cultural hereditary.

Every of the functions requires diametrally diverse approach and substantially differs from soil function as a man nurturer.

References

- BIELEK, P., 1999: Soils and Soil Degradation in the Slovak Republic. ESSC Newsletter, No. 3+4, pp. 3 – 31.
- JAMBOR, P. - ILAVSKÁ, B., 1998: Metodika protierózneho obrábania pôdy. VÚPOP, Bratislava, 70 p.
- JURÁŇ, C., 1990: Erózne procesy na území Slovenska a perspektíva protieróznej ochrany pôdy. In: Pôda najcennejší zdroj. VÚPOP Bratislava, pp. 61 – 74.
- MICHALSON, E.L. et al., 1999: Conservation Farming in the United States. CRC Press, 235 p.
- STREĎANSKÝ, J. - PARILÁKOVÁ, K., 2003: Miera veternej erózie na Slovensku. Strojopis, 3 s.

SUŠKEVIČ, M., 1991: Vliv intensity zpracování půdy na plodiny a půdní urodnost. OZA Hrušovany u Brna, 95 p.

ŠSTATISTICKÁ ROČENKA o pôdnom фонде v SR podľa údajov katastra nehnuteľností k 1. 1. 2001
ÚGKK SR, 155 s.

ŠSTATISTICKÁ ROČENKA SR 2001. Štatistický úrad SR, 685 s.

Dokončení edice půdních map ČR 1:50 000

Final Soil Map Edition of Czech Republic in the Scale 1:50,000

Jana JANDERKOVÁ - Jan SEDLÁČEK

AOPK ČR, Lidická 25 – 27 Brno, ČR,

e-mail: janderkova@brno.nature.cz, jan.sedlacek@brno.nature.cz

Abstrakt

V rámci čtyřletého projektu VaV probíhá kompletace dříve nedokončené edice půdních map v měřítku 1:50 000. K řešení je využíváno prvků tvorby map v prostředí GIS. Projekt vychází z geologické mapy zakryté 1:50 000 a na jejím základě vytvořené agregace půdotvorných substrátů, dosud zpracovaných mapových podkladů pro lesní a zemědělské půdy a pomocných dat, jako jsou hydrografická síť a vrstevnice. Ke klasifikaci půdních jednotek je používán aktuální Taxonomický klasifikační systém půd. Finálním výstupem projektu bude digitální vektorová vrstva půdních jednotek na subtypové úrovni.

Klíčová slova: půdní mapa České republiky, geologická mapa, mierka 1:50 000, Taxonomický klasifikační systém půd

Abstrakt

Within the 4-years project V&V has been running assembling of soil map edition in the scale 1:50,000, sooner not finalized. By means of GIS methods elements of map formation was used for the solution. The project is based on geological map in 1:50,000 and on its base formed parent material aggregation and map background till now elaborated for forest and farmland and auxiliary data as e.g. hydrographic net and contours. An actual taxonomic soil classification system was used for soil unit classification. The final project issue will be digital vector layer of soil units at the level of soil subtypes.

Keywords: soil map of Czech Republic, geological map, scale 1:50,000, Taxonomic Soil Classification System

Půdní mapy v měřítku 1:50 000 byly v České republice vydávány tiskem v rámci souboru „Mapy geofaktorů životního prostředí“ Českým geologickým ústavem (dnes Česká geologická služba). Bohužel však nebyla tato edice dokončena a z celkového počtu 212 mapových listů pokrývajících celé území ČR bylo sestaveno a tiskem reprodukováno 105 listů, pokrývajících přibližně 50 % území České republiky. Pokrytí celého území státu půdními mapami 1:50 000 je důležité z řady důvodů. Na vypracování a vydání půdních map již byly vynaloženy nemalé finanční prostředky a neméně důležitý je fakt, že ze strany lesnické, zemědělské a ochranné veřejnosti a zejména pak ze strany státní správy a samosprávy existuje opodstatněný zájem na využívání těchto podkladů. Především je třeba zdůraznit jejich široké použití v ochraně půdy, protože v přehledném měřítku a jednotně pro lesní i zemědělské půdy poskytují údaje o půdách na dostatečně podrobné klasifikační úrovni, přičemž areály půd jsou převzaty z detailního mapování. Zejména tyto důvody vedly Ministerstvo životního prostředí ČR k zařazení úkolu „Dokončení edice půdních map v měřítku 1:50 000“ do projektů výzkumu a vývoje v rámci programu „Biosféra“.

Od doby sestavování původních půdních map 1:50 000 však došlo k řadě změn, ať už se týká technické stránky tvorby kartografických podkladů nebo zásad klasifikace mapovaných půdních jednotek. Bylo tak třeba, vzhledem k současnému stupni technických možností tvorby GISových databází, upravit dosavadní metodický postup vlastního sestavení listu a současně převést původně používaný klasifikační systém (Tomášek, 1986) na aktuální Taxonomický klasifikační systém půd (Němeček, 2001).

Pro dokončení mapového souboru byl zvolen postup, který využívá prvků tvorby map v prostředí GIS, vytvoří základ pro budoucí jednotnou mapovou databázi a v neposlední řadě sníží náklady na celé dílo. Výstupem budou tématické mapy půdních typů v digitální vektorové formě, které budou centrálně ukládány v půdní mapové databázi MŽP ČR.

I když dnes již řada pracovišť disponuje potřebným materiálně technickým zabezpečením pro zajištění tak rozsáhlého projektu, ne vždy je současně k dispozici dostatečná kapacita odborných pracovníků – půdoznalců. Pro realizaci projektu byl zvolen postup využívající nejen tvorby půdních map přímo v prostředí GIS ve vzájemném překryvu kartografických podkladů, ale i kombinace manuálního a GISového postupu, podle momentální dostupnosti techniky. Výhodou této metody je možnost zapojit více externích spolupracovníků – pedologů.

Z kartografických podkladů používaných pro sestavování půdních map jsou v současnosti ve vektorové podobě k dispozici pouze geologické mapy zakryté v měřítku 1:50 000, ze kterých jsou vyčleněny pedologicky významné jednotky a agregovány do skupin – vzniká tak generalizovaná substrátová mapa, ve které jsou zvýrazněny následující skupiny substrátů.

- 1) holocenní sedimenty
 - i) antropogenní uložení
 - a) navážka, halda, výsypka, odval
 - b) popílek, kal
 - c) vytěžené prostory
 - ii) aluviální sedimenty
 - iii) deluviolfluviální sedimenty
 - iv) naváté písky
 - v) karbonátové sedimenty
 - vi) rašeliny
- 2) pleistocenní sedimenty
 - i) terasové uložení – blok
 - ii) deluviální hlinitokamenité a proluviální sedimenty
 - iii) sutě a kamenná moře
 - iv) spraše, sprašové hlíny, polygenetické hlíny a homogenní svahoviny – blok
 - v) fluvioglaciální a glaciální sedimenty – šterky a písky – blok
 - vi) fluvioglaciální a glaciální sedimenty – till, jíly, varvy, zahliněné šterky – blok
- 3) nezpevněné předkvartérní horniny
 - i) šterky a písky
 - ii) zahliněné šterky a písky
 - iii) jíly (jílovce)
- 4) pískovcové horniny
 - i) pískovce, arkózy, slepence
- 5) křídové horniny
 - i) opuky
 - ii) slínovce (+ terciérní vápnité jíly)
 - iii) jílovce
- 6) „exoty“
 - i) vápence
 - ii) dolomity
 - iii) silicity (bulžníky)
 - iv) křemence
 - v) křemité slepence
 - vi) rohovce, erlány (křemenná pásma)
 - vii) bazická efuziva a pyroklastika

- viii) neutrální efuziva a pyroklastika
- ix) kyselá efuziva a pyroklastika
- x) staré zvětraliny

Vrstva geologie je pouze jedním z informačních zdrojů pro vytváření půdních map 1:50 000, vedle již existujících půdních map pro lesní a zemědělské půdy. Tyto mapové podklady však v současné době nejsou k dispozici ve vektorové vrstvě a musí být skenovány a převedeny do rastrové podoby. Výjimkou jsou některé nově zpracovávané mapové listy lesních půd, které nebyly dosud připraveny pro část projektu řešenou dříve Českým geologickým ústavem a jsou, lépe řečeno budou, v tomto a následujícím roce řešení připravovány Ústavem pro hospodářskou úpravu lesa přímo ve formě vektorové vrstvy.

Pomocnými kartografickými podklady pro sestavování půdních map jsou dále:

- ZM 1:10 000 (digitální rastrový ekvivalent – ZABAGED/2)
- ZM 1:50 000 (papírová forma, digitální rastrový ekvivalent)
- hydrografická síť (vektor)
- vrstevnice (vektor forma – DMÚ 200, příp. DMT)

Vzhledem ke zčásti rozdílným měřítkům podkladů (zohledňovány jsou i vlastní terénní šetření a půdní mapování), je nutno brát v úvahu fakt, že podklady převzaté z detailního půdního mapování jsou do měřítka 1: 50 000 generalizovány.

Vzhledem k tomu, že cílem projektu je kompletace nedokončené edice půdních map ČR v rámci „Souboru map geofaktorů životního prostředí“, by nově sestavované mapové listy neměly být v zásadním rozporu jednak s listy již dohotovenými a reprodukovánými tiskem, jednak s ostatními mapami uvedeného souboru.

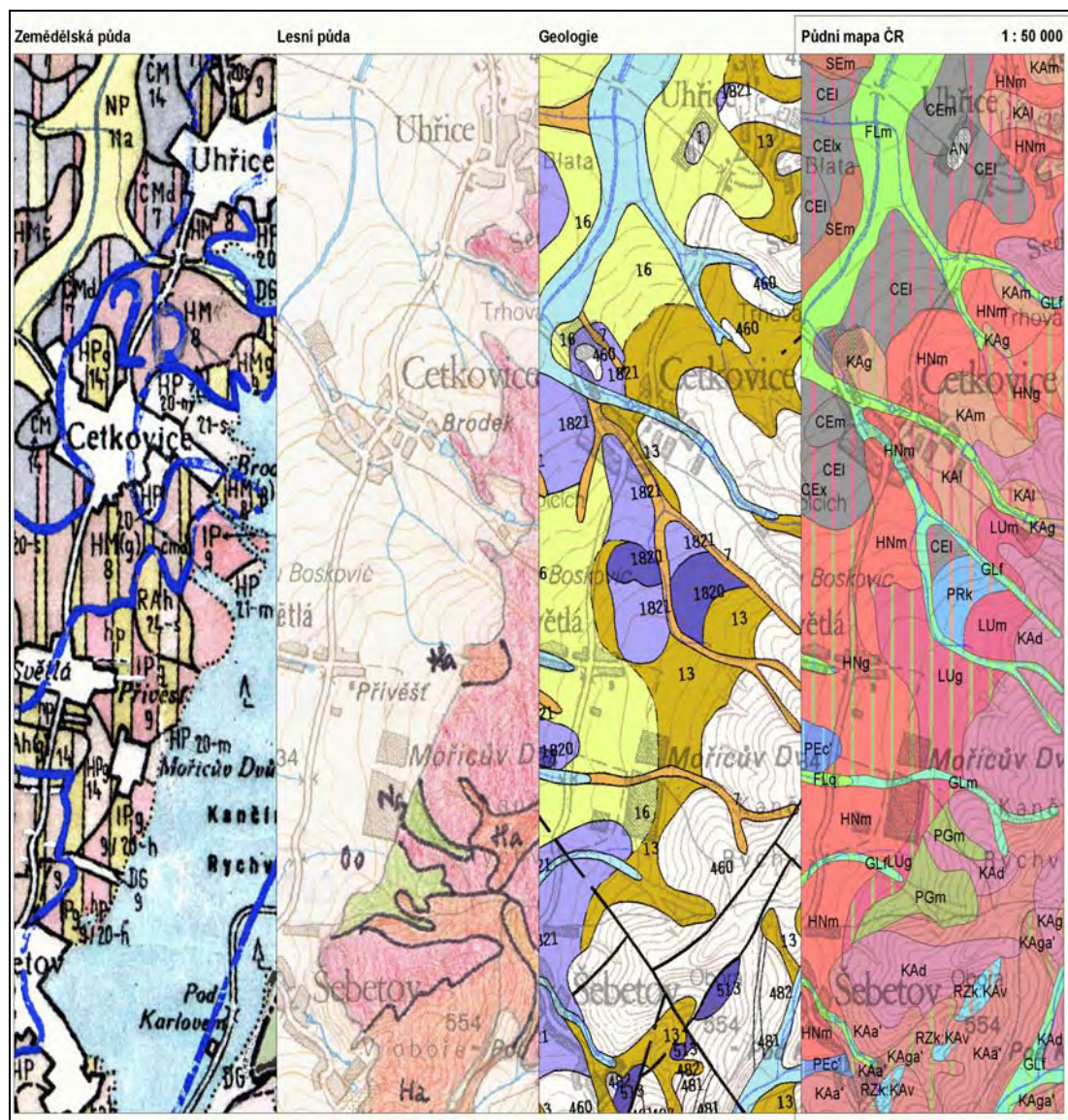
Pro kontinuální pokrytí celého území České republiky půdními mapami je samozřejmě nezbytné zajistit digitální návaznost nově sestavených mapových listů na listy dříve zpracované a zcela zásadní je pak předpoklad následné digitalizace tiskem reprodukováných mapových listů spolu s převedením na Taxonomický klasifikační systém půd, používaný k popisu půdních jednotek v rámci probíhajícího projektu.

Výstupem projektu bude komplexní digitální mapové dílo se všemi příslušnými prvky, pokrývající celé území České republiky, základ uvažovaného informačního systému o půdách, dobře však využitelné i pro zpracování nejrůznějších studií, hodnocení kritických zátěží půd a při sestavování půdních map větších měřítek.

Literatura

- JANDERKOVÁ, J. - TOMÁŠEK, M. - SEDLÁČEK, J. - ŠEFRNA, L., 2001: „Dokončení edice půdních map v měřítku 1:50 000“. Dílčí závěrečná zpráva. Brno, 2001.
- TOMÁŠEK, M. - KOVANDA, J., 1986: Metodika sestavování půdních a půdně-interpretačních map ČR v měř. 1:50 000, ČGÚ, Praha.

192



Mobilita chlortoluronu ve vybraných půdních typech ČR

Chlorotolurone Mobility in selected Soil Types of Czech Republic

Martin KOČÁREK - Josef KOZÁK - Oldřich VACEK - Karel NĚMEČEK

Katedra pedologie a geologie, ČZU Praha, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, ČR

e-mail: kocarek@af.czu.cz

Abstrakt

Tato práce byla zaměřena na porovnání hodnot reziduí pesticidů v půdě detekovaných a vypočtených matematickým modelem BPS (Behaviour of Pesticides in Soil). Výzkum byl proveden na stanicích geosítě VÚRV Praha – Ruzyně. Pro vlastní ověření matematického modelu BPS byl zvolen herbicid chlortoluron (3-(3-chloro-p-tolyl)-1,1-dimethylurea), který byl aplikován v dávce 2,5 kg na hektar do porostů jarní pšenice nebo ječmene na pokusných parcelkách o ploše 4 m². Nejnižší stupeň degradace byl zaznamenán na pozemku VÚRV v Tišicích. Vzorky byly odebrány 119 dní po aplikaci. Z aplikované dávky zde bylo metodou HPLC detekováno 27,8 % chlortoluronu a matematickým modelem BPS byla vypočtena hodnota 24,7 %. Nejvyšší stupeň degradace byl zaznamenán na pozemku VÚRV v Kostelci n. O., na kterém bylo metodou HPLC (83 dní po aplikaci pesticidu) i výpočtem matematickým modelem BPS zjištěno 1,2 % chlortoluronu z aplikované dávky.

Klíčová slova: chlortoluron, půdní typ, pesticidy, metoda HPLC, matematický model BPS

Abstract

This work was oriented to comparison of pesticide residuals in soil detected and calculated by the mathematical model BPS (Behaviour of Pesticides in Soil). Investigation was implemented in the stations of Geonet VÚVR Praha-Ruzyně. For the proper mathematical model BPS verification was selected herbicide chlorotolurone (3-(3-chloro-p-tolyl)-1.1-dimethylurea), applied in rate 2.5 kg.ha⁻¹ on spring wheat or spring barley on experimental plots sized 4 m². Lowest degradation rate was registered in the site VÚVR Tišice. Soil was sampled 119 days after application. From the rate applied was by help of the method HPCL detected 27.8 % chlorotolurone, and by the mathematic model BPS was calculated 24.7 % value. The highest degradation level was registered in the area VÚVR, Kostelec n.O., whereby by the method HPLC (days after pesticide application) and by the BPS mathematical model was found 1.2 % chlorotolurone of the rate applied.

Keywords: chlorotolurone, soil type, pesticide, HPLC method, Mathematical model BPS

Úvod

Pesticidní látky jsou v současnosti významným prostředkem pro dosažení dostatečně vysokých a kvalitních sklizní zemědělských plodin. Jejich aplikace však není zcela bez rizika. Při jejich použití se dostávají do prostředí cizorodé, mnohdy toxické látky. Tyto látky a jejich rezidua mohou kontaminovat půdu, vodu, rostliny, živočichy a mohou tak způsobit i následnou kontaminaci potravin. Zander et al. (1999) zjistili přítomnost chlortoluronu v 15-ti % z 2 403 vzorků podzemní vody odebrané v západním Německu v letech 1986 a 1992. V 7 % těchto vzorků byla koncentrace chlortoluronu vyšší než je stanovená limitní koncentrace pro pitnou vodu 0,1 µg.l⁻¹.

Mobilita a persistence pesticidů významně ovlivňují stav jednotlivých složek životního prostředí. Na degradaci pesticidů po aplikaci má vliv mnoho faktorů. Před vstupem do půdy jsou pesticidy rozkládány světlem, transportovány vzduchem, nebo mohou být adsorbovány listy rostlin. Po vstupu do půdy podléhají pesticidy řadě transformačních procesů, které jsou ovlivněny také poměrem mezi

kapalnou, pevnou a plynnou složkou půdy (Richter et al., 1996). Podle Vancloostera et al. (2000) je v pórovitém prostředí zajišťován transport pesticidů převážně difusí a viskózním tokem kapalin. Jejich degradace je řízena dostupností vhodných reaktantů, fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy, přítomností a metabolickou aktivitou mikroorganismů. Rozsah jednotlivých procesů se mění podle fyzikálně-chemické povahy molekul pesticidů, vlastností půdy a klimatických podmínek (Kozák, 1983). Ideální pesticid by měl setrvávat v půdě tak dlouho, dokud je zapotřebí jeho plevelohubná účinnost, ale ne tak dlouho, aby jeho rezidua ovlivňovala následné plodiny (Huerle et al., 1983).

Cíle

- Výběr pokusných ploch (popis půdních typů, stanovení půdních charakteristik)
- Sběr klimatických dat (srážky, maximální a minimální denní teploty)
- Výběr a pokusné aplikace modelového pesticidu
- Odběr půdních vzorků a stanovení reziduí pesticidu
- Porovnání výsledků matematické simulace modelem BPS (Behaviour of Pesticides in Soil), vyvinutým na Katedře pedologie a geologie České zemědělské univerzity (Kozák et al., 1996), s reálnými hodnotami obsahu pesticidu v půdě

Metodika

Pro vlastní ověření matematického modelu BPS byl zvolen herbicid chlorotoluron (3-(3-chloro-p-tolyl)-1,1-dimethylurea), který byl aplikován v dávce 2,5 kg na hektar do porostů jarní pšenice nebo ječmene na pokusných parcelkách o ploše 4 m². Na jednotlivé parcelky bylo aplikováno 1,25 g Syncuranu (obsahuje 80 % účinné látky) v 1 l vody. Aplikace byla provedena ve formě suspenze komerčního přípravku (Syncuran) ručním postřikovačem. Aby bylo zajištěno zapravení přípravku do půdy, byly parcelky postříkány dalšími dvěma litry čisté vody. Aplikace chlorotoluronu byla provedena na vybraných pozemcích výzkumných stanic geosítě Výzkumného ústavu rostlinné výroby (VÚRV). Doplnující informace o stanicích geosítě VÚRV s termíny aplikace herbicidu a odběrů vzorků jsou uvedeny v tabulce 1.

Před aplikací chlorotoluronu byly z parcelk odebrány půdní vzorky, na kterých byly provedeny předběžné analýzy zahrnující hodnoty pH_{H2O}, pH_{KCl} KVK, Va, S, V, Q_{4/6}, obsah C_{org} (%) a obsah humusu (%). Výsledky rozborů jsou uvedeny v tabulce 2. Zastoupení jednotlivých půdních typů na vybraných lokalitách udává tabulka 3.

Stanovení chlortoluronu bylo provedeno metodou HPLC. Jako mobilní fáze byl použit roztok: 50 % Me-OH; 49,4 % H₂O; 0,6 % NH₄OH (% objemová). Pro separaci byla použita kolona Watrex 150 x 4 mm Columna Nucleosil 120-5, C-18, velikost částic 5 μm. Pro vlastní detekci byl použit UVD detektor firmy Watrex.

Výsledky

V tabulce 4 jsou uvedeny hodnoty koncentrací reziduí chlortoluronu naměřené metodou HPLC a vypočtených matematickým modelem BPS. Rovněž jsou zde zobrazeny sumy koncentrací reziduí chlortoluronu v celé hloubce půdního profilu. Tyto hodnoty byly vztaženy k dávce, která byla postřikem aplikována na pokusné plochy, a jsou vyjádřeny v procentech. Nejnižší stupeň degradace byl zaznamenán na pozemku VÚRV v Tišicích. Z aplikované dávky zde bylo metodou HPLC detekováno 27,8 % chlortoluronu a matematickým modelem BPS byla vypočtena hodnota 24,7 %. Nejvyšší stupeň degradace byl zaznamenán na pozemku VÚRV v Kostelci n. O., na kterém bylo metodou HPLC i výpočtem matematickým modelem BPS zjištěno 1,2 % chlortoluronu z aplikované dávky. V grafech 3 – 7 jsou rovněž porovnány hodnoty koncentrací reziduí chlortoluronu naměřených metodou HPLC a vypočtených matematickým modelem BPS.

Závěr

Výsledky, které lze vzhledem k rozsahu prací a množství získaných dat zatím označit jako předběžné, naznačují, že matematický predikční model BPS je schopen úspěšně predikovat pohyb a degradaci pesticidních látek v půdních profilech a klimatických podmínkách České republiky. Získaná data po jejich celkové kompletaci umožní testování i jiných matematických modelů.

Další výzkum bude zaměřen na ověření a zdokonalení modelu BPS v půdních a klimatických podmínkách České republiky. Pozornost bude věnována zejména korekci matematického modelu BPS, spočívající převážně v úpravě pedotransferových pravidel a tvorbě databáze půdních a klimatických charakteristik zvolených lokalit pro další výzkumné využití. Řešení projektu směřuje k propojení matematického modelu BPS s geografickými informačními systémy, které umožní díky napojení na příslušné databáze predikci chování pesticidů v půdním profilu na libovolném území České republiky.

Literatura

- HUERLE, K. - WALKER, A., 1980: Persistence and prediction. In: Hance, R. J., 1980: Interaction between herbicides and the soil. Academic press. London, 83 – 122.
- JANKŮ, J., 1994: Persistence pesticidů v půdách. Kandidátská disertační práce.
- KOZÁK, J., 1983: Adsorpce a mobilita pesticidů v půdě. VNO Videopress MON v Praze.
- KOZÁK, J. - VACEK, O., 1996: The Mathematical model (BPS) for prediction of pesticide behaviour in soil. Rostlinná výroba, 42, 1996 (12): 551 – 558.
- RICHTER, O. - DIEKKRÜGER, B. - NÖRTESHEUSER, P., 1996: Environmental fate modeling of pesticides. VCH Verlagsgesellschaft mbH, D-69451 Weinheim (Federal Republic of Germany).
- VANCLOOSTER, M. - BOESTEN, J.J.T.I. - TREVISAN, M., 2000: Mathematical modelling for assessing pesticide leaching in agricultural soil at the field scale.
- ZANDER, CH. - STRECK, T. - KUMKE, T. - ALTFELDER, S. - RICHTER, J., 1999: Field-Scale Study of Chlortoluron Movement in a Sandy Soil over Winter: I. Experiments. Journal of Environmental quality 28: 1 817 – 1 823.

Tabulka 1 Základní charakteristiky stanic geosítě VÚRV Praha – Ruzyně

Stanice	Datum		Nadm. výška (m/m)	Klimatické charakteristiky			
	Aplikace	Odběru		Makroblast	Oblast	Podoblast	Okrsek
Čáslav	28.5.1997	12.9.1997	270	teplá	poměrně teplá	mírně suchá	mírně chladné zimy
Hněvčeves	5.6.1997	23.10.1997	300	teplá	poměrně teplá	převážně suchá	poměrně mírné zimy
Humpolec	29.5.1997	10.9.1997	530	mírně teplá	slabě mírně teplá	mírně vlhká	převážně chladné zimy
Ivanovice	29.5.1997	1.8.1997	220	teplá	dostatečně teplá	velmi suchá	poměrně mírné zimy
Kostelec nad Orlicí	21.5.1997	12.8.1997	280	teplá	poměrně teplá	mírně suchá	mírně chladné zimy
Lukavec	28.5.1997	22.9.1997	560	mírně teplá	slabě mírně teplá	mírně vlhká	převážně chladné zimy
Pernolec	19.5.1997	17.9.1997	490	mírně teplá	poměrně mírně teplá	mírně suchá	mírně chladné zimy
Pohořelice	29.5.1997	19.9.1997	170	teplá	převážně teplá	převážně suchá	poměrně mírné zimy
Tišice	21.5.1997	17.9.1997	170	teplá	dostatečně teplá	převážně suchá	poměrně mírné zimy
Vysoké nad Jizerou	21.5.1997	23.10.1997	680	chladná	převážně chladná	velmi vlhká	studené zimy

Tabulka 2 Výsledky analýz horizontů Ap na jednotlivých stanicích v době aplikace herbicidu chlorotoluronu na pokusné parcelky

Stanice	KVK mmol/100g	Hv mmol/100g	S mmol/100g	V %	pH H ₂ O	pH KCl	C _{org} %	Q _{4/6}	Va meq/100g	CaCO ₃ %
Čáslav	19,52	0,00	19,52	100,00	7,6	6,1	0,85	4,19	0,12	0,3
Hněvčeves	15,54	4,00	11,54	74,26	6,3	5,5	1,01	4,43	0,17	0,1
Humpolec	14,38	7,52	7,20	49,97	6,6	5,4	1,65	5,33	0,24	0,1
Ivanovice	22,77	9,25	13,52	59,45	7,0	6,0	1,69	3,88	0,15	0,1
Kostelec nad Orlicí	13,74	6,50	7,24	52,69	5,6	5,0	1,30	5,21	0,18	0,1
Lukavec	12,15	5,50	6,65	54,73	7,0	5,8	1,64	5,51	0,11	0,1
Pernolec	9,31	3,50	5,81	62,41	5,8	4,7	1,50	6,41	0,23	0,1
Pohořelice	21,36	0,50	20,86	97,66	7,5	6,2	1,44	3,77	0,99	0,2
Tišice	19,19	1,00	18,19	94,79	7,5	6,9	2,01	3,99	0,99	2,1
Vysoké nad Jizerou	18,00	9,50	8,50	47,22	6,0	5,3	1,86	7,15	1,18	0,1

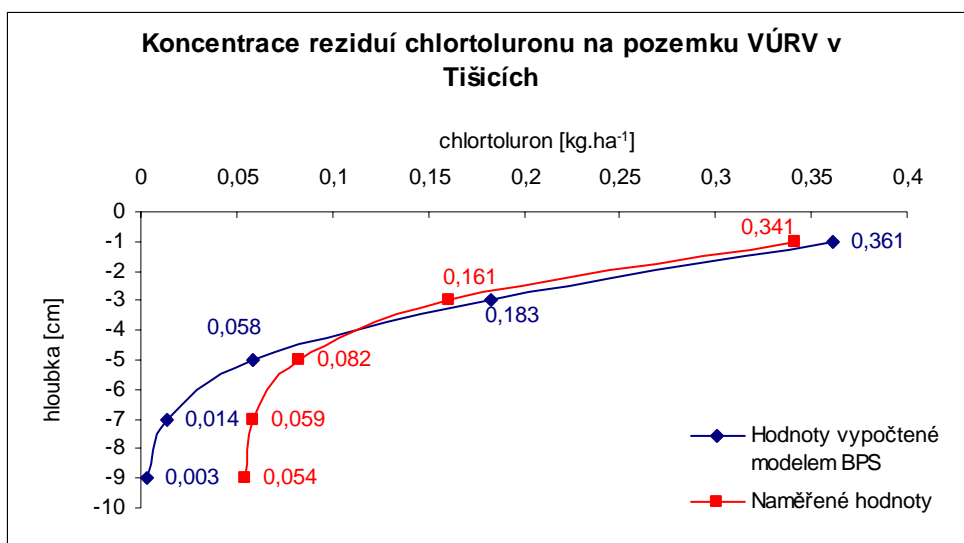
Tabulka 3 Zastoupení jednotlivých půdních typů na vybraných lokalitách

Výzkumná stanice	Půdní typ
Čáslav	Sedozem modální
Hněvčeves	Hnědozem luvická
Humpolec	Kambizem modální
Ivanovice	Černozem modální
Kostelec nad Orlicí	Hnědozem modální
Lukavec	Kambizem modální
Pernolec	Kambizem pseudoglejová
Pohořelice	Černozem
Tišice	Černozem
Vysoké nad Jizerou	Pseudoglej modální

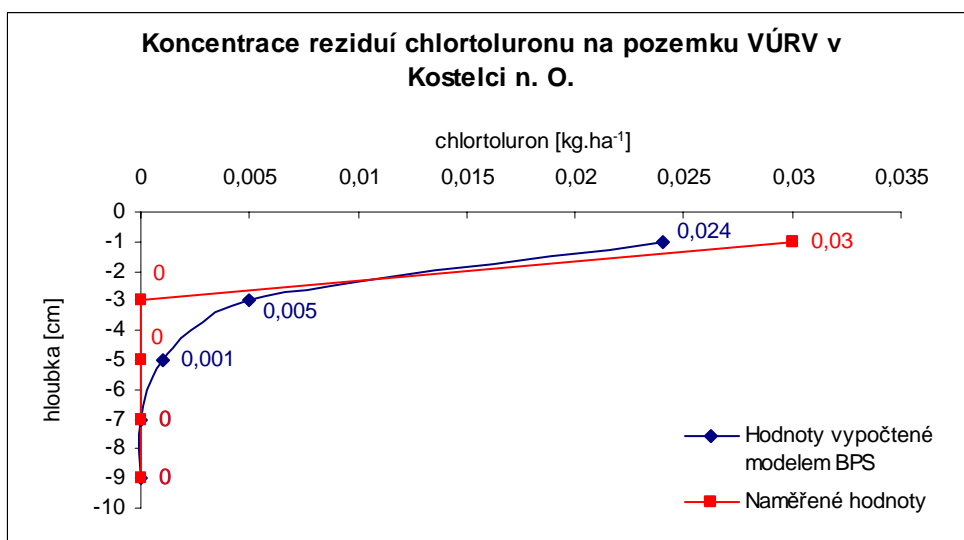
Tabulka 4 Koncentrace reziduí chlortoluronu [kg ha⁻¹] na vybraných pozemcích VÚRV stanovené metodou HPLC a vypočtené matematickým modelem BPS

Hloubka odběru [cm]	Pernolec		Tišice		Vysoký n. J.		Čáslav		Kostelec n.O.		Lukavec		Pohořelice	
	HPLC	BPS	HPLC	BPS	HPLC	BPS	HPLC	BPS	HPLC	BPS	HPLC	BPS	HPLC	BPS
0 - 2	0,144	0,100	0,341	0,361	0,172	0,165	0,301	0,316	0,030	0,024	0,131	0,121	0,351	0,331
2 - 4	0,039	0,050	0,161	0,183	0,073	0,102	0,217	0,163	0,000	0,005	0,051	0,037	0,238	0,096
4 - 6	0,005	0,030	0,082	0,058	0,025	0,037	0,016	0,055	0,000	0,001	0,065	0,007	0,013	0,016
6 - 8	0,003	0,020	0,059	0,014	0,003	0,009	0,000	0,014	0,000	0,000	0,016	0,001	0,003	0,002
8 - 10	0,000	0,000	0,054	0,003	0,000	0,002	0,000	0,003	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000
Σ	0,191	0,200	0,697	0,619	0,273	0,315	0,534	0,551	0,030	0,030	0,266	0,166	0,605	0,445
% z aplikované dávky	7,64	8,00	27,88	24,76	10,92	12,60	21,36	22,04	1,20	1,20	10,64	6,64	24,20	17,80

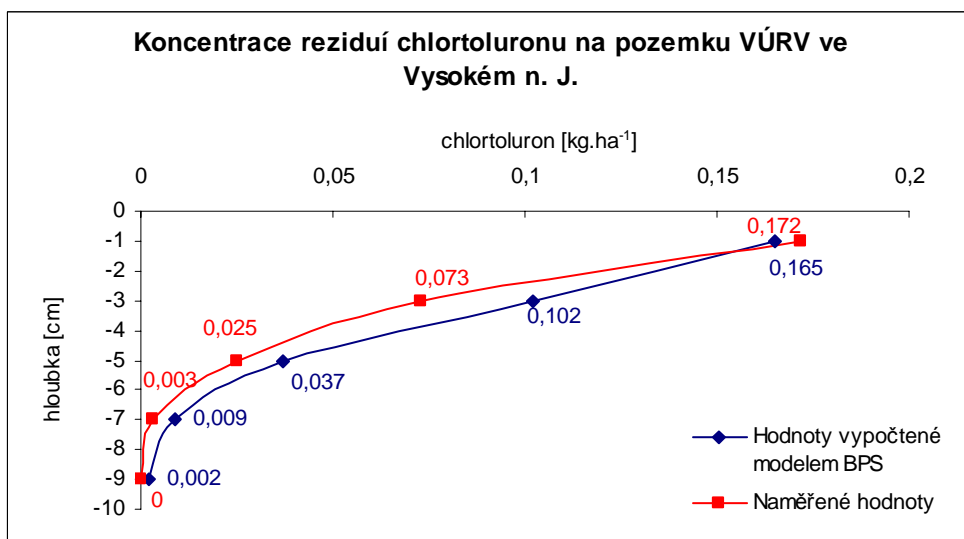
Graf 1



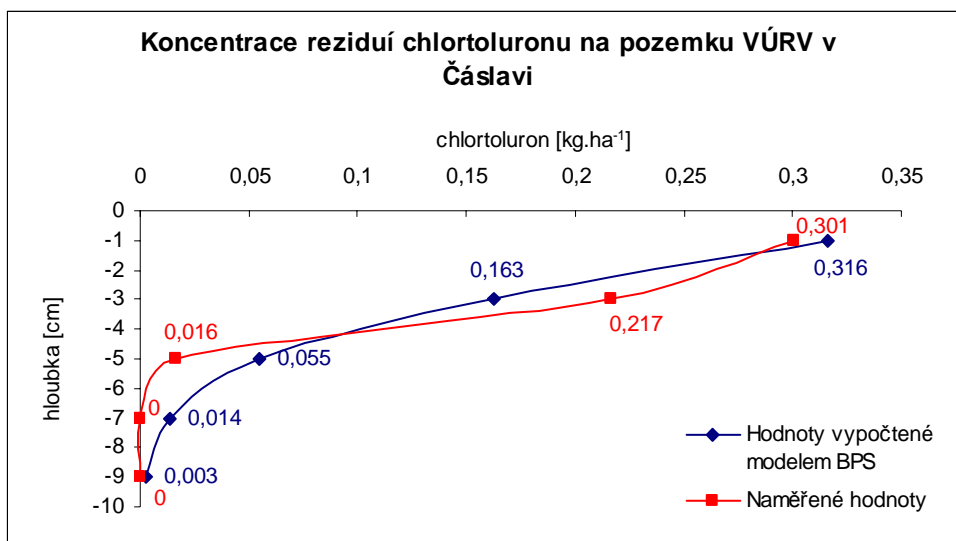
Graf 2



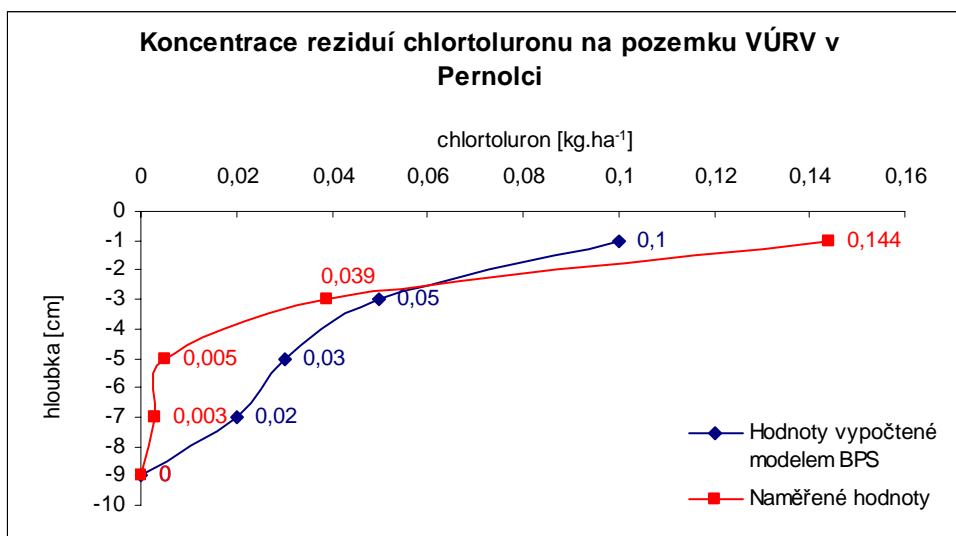
Graf 3



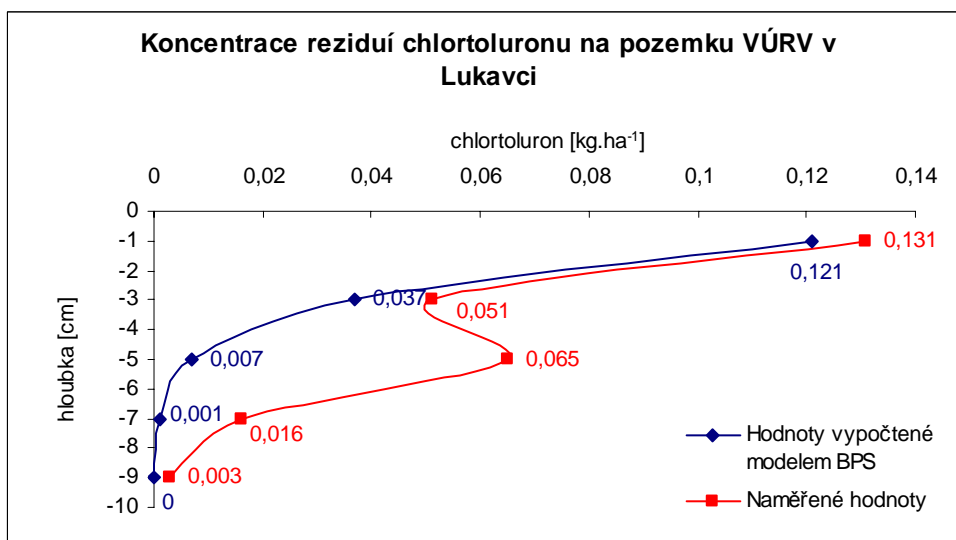
Graf 4



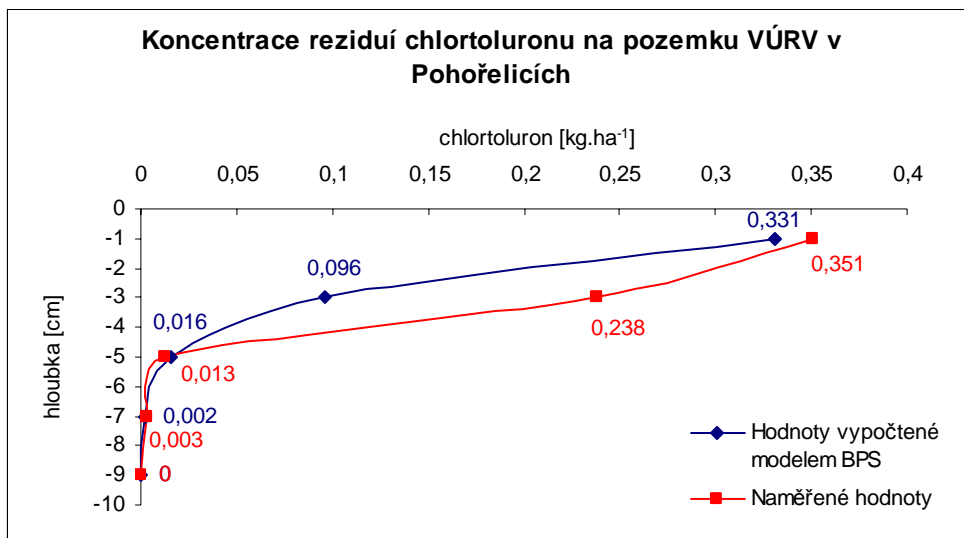
Graf 5



Graf 6



Graf 7



Stav pôd v prírodnej rezervácii Chynoranský luh

A Soil Status in the Natural Reservation Chynoranský Meadow

Ján KUKLA

Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, SR,
e-mail: kukla@sav.savzv.sk

Abstrakt

Stručne sú uvedené geobiocenologické charakteristiky prírodnej rezervácie Chynoranský luh a výsledky základných pôdných analýz. Skúmaná geobiocenóza patrí do zamokreného heminitrofilného mezdíradu *b/c* a skupiny lesných typov *Ulmi-fraxineta carpini superiora pannonica*. Neutrálne až mierne alkalické bezskeletnaté pôdy so znakmi oglejenia majú vysoký obsah ílu, s maximom v strednej časti profilu. Prezentovaný je návrh otvorenej dichotomickej klasifikácie redoximorfnych pôd.

Kľúčové slová: prírodná rezervácia Chynoranský luh, geobiocenológia, klasifikácia pôd

Abstact

The geobiocoenological characteristics of the Natural Reservation Chynoranský luh and results of the basic soil analyses are briefly presented. Studied geobiocenosis belong to the heminitrophilous interorder *b/c* and group of forest types *Ulmi-fraxineta carpini superiora pannonica*. The neutral to mildly alkaline non-skeletal soils with signs of gleyzation have high content of clay with maximum in the middle part of the profile. The design of open dichotomous classification of redoximorphic soils is presented.

Keywords: natural reservation Chynoranský meadow, geobiocoenology, soil classification

Úvod

Jedným z našich najväčších prírodných bohatstiev sú lesy, ktoré pôvodne pokrývali takmer celé územie Slovenska. Rozvoj poľnohospodárstva viedol k ich postupnej redukcii, najmä v klimaticky a pôdne priaznivejších nížinách. Prírodná rezervácia Chynoranský luh reprezentuje posledný zvyšok podmáčaných pôvodne súvislých lužných lesov Bebravskej nivy. Zachoval sa napriek intenzívnej antropickej činnosti, ktorá mala v nížinách Slovenska predovšetkým poľnohospodársky charakter. Z novších vplyvov možno spomenúť tie, ktoré súvisia s intenzifikáciou poľnohospodárstva, najmä snahou o odvodnenie spravidla v období jari podmáčaných pozemkov, aplikáciou vysokých dávok minerálnych hnojív, imisnou záťažou a značnou návštevnosťou obyvateľmi blízkych obcí.

Prírodná rezervácia Chynoranský luh sa nachádza v dolnej časti Bebravskej nivy, na SZ od obce Chynorany, v okrese Partizánske. Do fondu nenahraditeľného prírodného dedičstva SR bola zaradená rozhodnutím MK SSR č. 3236/1981, zo dňa 30.6.1981. V zmysle zákona NR SR č.287/1994 Z.z., § 17, odstavce 3, ide o prírodnú rezerváciu zaradenú do 5. stupňa ochrany. Má severojužný, nepravidelne obdĺžnikový tvar a rozlohu 46,2592 ha.

Materiál a metodika

Pre zachytenie aktuálneho stavu PR sme v každom dieľci PR vybrali jednu charakteristickú monitorovaciu plochu (MP). Makromorfologické charakteristiky pôd boli opísané a pôdne vzorky odbraté 22.7.1997. Jemnozom sa získala po vysušení vzoriek na vzduchu a preosiatí cez sito s rozmermi otvorov 2 x 2 mm. Granulometrické zloženie jemnozemu sa stanovilo pipetačnou metódou za použitia ultrazvuku a hexametafosforečnanu sodného, obsah sušiny a hygroskopické vody sa určil gravimetricky a obsah uhlíka oxidimetricky, podľa Ťurina. Hodnoty pôdnej reakcie sa zistili elektrometricky a obsah

karbonátov Jankovým vápnomerom (Hraško et al., 1962, Šály, Ciesarik 1991). Obsah prístupných živín bol stanovený v laboratóriu LVÚ vo Zvolene.

Fytocenologické zápisy boli urobené a geobiocenózy boli zatriedené v zmysle Zlatníka (1976). Názvy rastlinných taxónov sú uvedené podľa Dostála (1989).

Výsledky a diskusia

Fytocenologické pomery

V hlavnej úrovni lesného porastu PR dominuje z pôvodných drevín spravidla dub letný (*Quercus robur* L.), jaseň úzkolistý podunajský (*Fraxinus angustifolia* Vahl subsp. *danubialis* Pouzar) a jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior* L.). Miestami je hojný javor poľný (*Acer campestre* L.), ojedinele sa vyskytuje javor mliečny (*Acer platanooides* L.), javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), brest väzový (*Ulmus laevis* PALL.) a čerešňa vtáčia (*Cerasus avium* (L.) MOENCH).

Drevinný komplex je na všetkých 3 MP značne vertikálne diferencovaný. Na MP 1 sa vo funkcii edificátora spolu s jaseňom a dubom významne uplatňuje javor poľný (*Acer campestre* L.). Lokálne presvetlenie využíva hloh jednozemenný (*Crataegus monogyna* JACQ.), baza čierna (*Sambucus nigra* L.) a nálet jaseňa úzkolistého panónskeho. Z lián vystupuje na stromy brečtan popínavý (*Hedera helix* L.) len ojedinele, zatiaľ čo hromadný výskyt tohto javu bol zaznamenaný v SV časti PR. Na MP 2 je spoludomintou dub a jaseňa hrab obyčajný (*Carpinus betulus* L.). Nepôvodnou lianou je pavinič päťlistý (*Parthenocissus quinquefolia* (L.) PLANCH.). Edifikátorom biocenózy na MP 3 je najmä jaseň úzkolistý, v menšej miere aj dub letný. Zo vzácnejších druhov sa tam sa v hlavnej úrovni porastu vyskytuje lipa malolistá (*Tilia cordata* MILL.), vrastavý je javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.) a ojedinele aj brest väzový (*Ulmus laevis* PALL.). V podraсте dominuje čremcha obyčajná (*Padus avium* MILL.) a hojná je aj lieska obyčajná (*Corylus avellana* L.).

Druhovú pestrosť fytocenóz PR je pomerne nízka. Pre jarný aspekt je charakteristická vysoká celková pokryvnosť dosahujúca 90 - 100 %. Absolútnu dominanciu (pokryvnosť 4 - 5) si všade udržiava heminitrofilný až nitrofilný druh cesnak medvedí (*Alium ursinum* L.), ktorý ale po nástupe teplejšieho a suchšieho obdobia, spravidla v polovici júna, ako aj úplnom olistení stromov, postupne odumiera. Neskôr ostrovčekovite preberajú vedúce postavenie ďalšie heminitrofilné až nitrofilné druhy, ako sú bažanka trváca (*Mercurialis perennis*), hluchavník žltý (*Galeobdolon luteum*), hluchavka škvrnitá (*Lamium maculatum*), zádušník chlpatý (*Glechoma hirsuta*), pakost smradľavý (*Geranium robertianum*), cesnačka lekárska (*Alliaria officinalis*), lipkavec obyčajný (*Galium aparine*) a i. Z geobiocenologického hľadiska ide o skupinu lesných typov *Ulm-fraxineta carpini superiora pannonica*.

Makromorfológia pôd

Územie PR je budované pleistocénnymi štrkopieskami, na ktoré boli v období holocénu uložené zrnitostne veľmi ťažké ílovité aluviálne sedimenty prinesené hlavne riekami Nitra, Bebrava a potokom Dendeš. Vyrovnávajú povrch Bebranskej nivy, ktorá je časťou geomorfologického podcelku Nitrianska niva a celku Podunajská pahorkatina. Celková hrúbka naplavených ílov obsahujúcich malé množstvá karbonátov dosahuje približne 2,5 až 3 m. Makromorfologické charakteristiky pôd, zaznamenané na MP, sú nasledovné:

MP 1 – fluvizem luvizemná glejová s humusovou formou typický mull

L 1 – 2 cm tenká vrstvička prevažne dubových listov; F +

Aoq 0 – 6 cm, čiernohnedý, ílovitohlinitý, mierne uľahnutý, hrubo drobinkovitý až hrudkovitý, vlhký, stredne prekorený, bez skeletu

Bt 6 – 60 cm, žltohnedý, ílovitý, uľahnutý, hrudovitý, vlhký, stredne prekorený, bez skeletu, od 25 cm zrnitostne ťažší polyedrický a hrudovitý

B_{gt} 60 – 85 cm, sivohnedý, ílovitý s hrdzavými partiami na polyedrických plochách, veľmi uľahnutý, hrudovitý vlhký, málo prekorený, bez skeletu

G_o 85 – 155 cm, sivý, s hrdzavými škvrnami, ílovitý, veľmi uľahnutý, hrudovitý, vlhký, s ojedinelými koreňmi, bez skeletu

Podzemná voda sa objavila v hĺbke 155 cm a jej hladina sa ustálila v hĺbke 140 cm.

MP 2 – fluvizem luvizemná glejová s humusovou formou typický mull.

L 1 cm tenká vrstvička prevažne dubových a hrabových listov; F +

Aoq 0 – 6 cm, čiernohnedý, ílovitohlinitý, mierne až stredne uľahnutý, hrubo drobinkovitý až hrudkovitý, vlhký, stredne prekorenený, bez skeletu
 Bt 6 – 50 cm, hnedý, ílovitý, veľmi uľahnutý, hrudovitý, vlhký, stredne prekorenený, bez skeletu
 B_{gt} 50 – 75 cm, hnedý, so slabým sivým odtieňom, ílovitý, veľmi uľahnutý, vlhký, stredne až málo prekorenený, bez skeletu
 G_{o1} 75 – 118 cm, sivý, so slabo hrdzavými partiami, ílovitý, veľmi uľahnutý, polyedrický až doštičkovitý, vlhký, málo prekorenený, bez skeletu
 G_{o2} 118 – 180 cm, sivý s výraznejšími hrdzavými partiami, ílovitý, veľmi uľahnutý, hrudovitý, vlhký, s ojedinelými koreňmi, bez skeletu
 Podzemná voda sa objavila v hĺbke 190 cm a jej hladina sa ustálila v hĺbke 170 cm.

MP 3 – Fluvizem luvizemná glejová s humusovou formou typický mull

L + – 1 cm nesúvislá vrstvička prevažne dubových listov

Aoq 0 – 7 cm, čiernohnedý ílovitohlinitý, mierne uľahnutý, hrubo drobinkovitý, vlhký, stredne prekorenený, bez skeletu, chodbami po koreňoch zateká do 15, ojedinele až do 30 cm

Bt 7 – 45 cm, žltohnedý, ílovitý, uľahnutý, polyedrický a hrudovitý, vlhký, málo až mierne prekorenený, bez skeletu

Go 45 – 70 cm, hnedý s nevýraznými sivými a hrdzavými partiami, ílový, uľahnutý, polyedrický a hrudovitý, vlhký, málo až stredne prekorenený, bez skeletu

G_{or} 70 – 130 cm, sivý, s hrdzavými partiami, ílový, veľmi uľahnutý, hrudovitý vlhký až mokrá, málo prekorenený, bez skeletu.

Podzemná voda sa objavila v hĺbke 130 cm a jej hladina sa ustálila v hĺbke 115 cm.

Oglejenie v strednej časti profilov sa viaže na zaílené pôdne vrstvy, ktoré sa vytvorili v dôsledku periodickej perkolácie mútnych povodňových vôd. Vrchné časti pôdných profilov tým čiastočne nadobúdajú charakter luvizemí s tým rozdielom, že eluviálny horizont nemohol byť z uvedeného dôvodu vyvinutý.

Zrnitosť pôd

Granulometrické analýzy poukazujú na extrémne vysoké zastúpenie ílovej frakcie a na druhej strane veľmi nízky obsah jemného i hrubého, spravidla kremenného piesku (tab. 1). Obsah fyzikálneho ílu je v rámci pôdneho profilu najvyrovnanejší na MP 3, kde sa pohybuje v relatívne úzkom rozpätí 39 – 49 %, s maximum v hĺbke 20 – 40 cm. Podobný profilový priebeh fyzikálneho ílu je aj v pôde na MP 2, avšak jeho zastúpenie kolíše v širšom rozpätí (32 – 56 %) a maximum dosahuje až v hĺbke 50 – 70 cm. Maximálny obsah fyzikálneho ílu (40 – 63 %) má pôda na MP 1, kde jeho obsah vzrastá až do hĺbky 50 – 70 cm, podobne ako na MP 2. K nahromadeniu fyzikálneho ílu v strednej časti skúmaných pôdných profilov došlo v dôsledku kombinovaného pôsobenia procesov ilimerizácie a kolmatácie (zaílenie v dôsledku perkolácii mútnych záplavových vôd).

Obsah menej pohyblivého hrubého ílu dosahuje na všetkých plochách maximum už v 20 – 40 cm hĺbke pôd. Vo väčšej hĺbke spravidla klesá, len na MP 3 je jeho obsah mininálny už v hĺbke 50 – 70 cm. Na tejto ploche je modifikovaný aj profilový priebeh obsahu prachovej frakcie, ktorý na rozdiel od MP 1 a 2 klesá len do hĺbky 20 – 40 cm, zatiaľ čo v hĺbke 50 – 70 cm dosahuje absolútne maximum (44 %).

Tabuľka 1 Granulometrické zloženie fluvizemí

Plocha	Horizont	Vzorka	Frakcie jemnozeme [mm]				
			Fyz.íl	Hrubý íl	Prach	Jemný piesok	Hrubý piesok
		< 0,002	< 0,01	0,01 – 0,05	0,05 – 0,1	0,1 – 2,0	
		[cm]	[%]				
1	Al	1 – 6	39,96	67,64	22,00	5,46	4,90
	Bt	20 – 30	55,88	82,90	11,00	4,80	1,30
	Bgt	50 – 70	63,20	78,84	8,36	6,00	6,80
	Go1	80 – 100	56,36	69,96	13,48	7,64	9,10
	Go2	120 – 140	57,48	71,84	12,12	6,74	9,30
2	Al	1 – 6	38,64	65,96	26,40	5,06	2,06
	Bt	20 – 30	48,00	78,08	17,12	3,80	1,00
	Bgt	50 – 70	56,12	76,28	12,88	6,84	4,00
	Go1	80 – 100	45,72	58,72	20,56	12,12	8,60
	Go2	120 – 140	31,96	44,64	33,48	14,28	7,60
3	Al	1 – 6	40,80	69,72	23,24	4,64	2,40
	Bt	20 – 30	49,36	79,48	16,12	3,40	1,00
	Bgt	50 – 70	38,68	46,88	44,20	4,92	4,00
	Go1	80 – 100	48,64	65,00	21,72	7,58	5,70
	Go2	120 – 140	38,68	54,60	30,84	10,26	4,30

Hydrické vlastnosti pôd

Hladina podzemnej vody značne kolíše v závislosti od vývoja počasia a vodných stavov v blízkom kanáli Dendeš, ale najmä v riekach Bebrava a Nitra, ktoré zasobujú rezervoár podzemnej vody v štrkopieskovom podloží. Na intenzitu záplav v minulosti poukazuje sieť slepých ramien, ktorá sa vyvinula najmä v severnej polovici PR. Ílová vrstva je v dôsledku občasného alebo trvalého nedostatku vzduchu zasiahnutá rôzne intenzívnymi oxidačno-redukčnými procesmi, ktoré sa prejavujú už v strednej časti pôdneho profilu (v hĺbke > 50 cm). Z geobiocenologického hľadiska ide o zamokrený edaficko-hydrický ekologický rad geobiocénov.

Na jej základe údajov v tabuľke 2 možno povedať, že v roku 1998 sa hĺbka hladiny podzemnej vody pohybovala v rozpätí 1,69 – 2,33 m. Najbližšie k povrchu pôdy bola v apríli a v prvej dekáde mája. Asi od polovice mája hladina podzemnej vody v dôsledku vzrastu evapotranspirácie a úbytku zrážok postupne klesala a maximálnu hĺbku dosiahla koncom augusta. Výdatné septembrové a októbrové zrážky zdvihli hladiny vodných tokov, v dôsledku čoho začala stúpať aj hladina podzemnej vody v PR. V zrážkovo nadnormálnych rokoch sa môže podľa pozorovaní miestnych obyvateľov zdvihnúť až k pôdnemu povrchu.

Tabuľka 2 Dynamika hladiny podzemnej vody na MP 1

Rok	1988									
Mesiac	apríl				máj			jún		
Deň	15	20	25	30	10	20	30	10	20	30
Hĺbka [cm]	1,69	1,64	1,62	1,62	1,60	1,68	1,78	1,69	1,79	1,94
Mesiac	júl		august		september		október		november	
Deň	10	25	10	25	10	30	12	30	15	30
Hĺbka (cm)	1,94	2,02	2,12	2,33	2,23	2,04	1,85	1,65	1,65	1,60

Trofické vlastnosti pôd

Súvisia s aktívnou reakciou vrchných vrstiev pôd, ktorá sa na všetkých troch monitorovacích plochách pohybuje v rozpätí pH_{H_2O} 6,4 – 6,9, t.j. v mierne kyslom až neutrálnom intervale (tab. 3). Prítomnosť karbonátov (do 1,5 %) zvyšuje hodnoty pôdnej reakcie, ktorá sa približne v hĺbke 80 – 120 cm stáva mierne alkalická. Dôležitú úlohu pri kolobehu živín v ekosystéme lužného lesa zohráva

pôdny humus. V povrchových A horizontoch skúmaných pôd jeho obsah kolíše v rozpätí 3,2 – 4,2 %, s maximom na MP 3.

Tabuľka 3 Základné pôdne analýzy

Monitorovacia plocha		1	2	3
Subtyp pôdy		Fluvizem luvizemná		
Pôdotvorná hornina		ílové alúvium		
Horizont	Vzorka [cm]	Sušina – Hygroskopická voda [%]		
Al	1 – 6	94,9444 – 3,50	96,2493 – 2,81	95,6252 – 3,18
Bt	20 – 40	95,0560 – 3,75	95,4861 – 3,43	95,6934 – 3,39
Bgt	50 – 70	94,2715 – 4,32	94,9560 – 3,87	94,5497 – 4,20
Gor1	80 – 100	94,1953 – 4,57	95,7995 – 3,23	95,2721 – 3,54
Gor2	120 – 140	93,8128 – 4,81	95,3329 – 3,47	95,9642 – 3,08
Horizont	Vzorka [cm]	pH _{H2O} -pH _{KCL}		
Al	1 – 6	6,89 – 6,04	6,44 – 5,45	6,44 – 5,71
Bt	20 – 40	6,37 – 5,56	6,71 – 5,85	6,77 – 5,53
Bgt	50 – 70	6,86 – 5,92	6,88 – 5,85	6,87 – 5,44
Go1	80 – 100	7,42 – 6,24	7,09 – 6,37	7,33 – 6,28
Go2	120 – 140	7,34 – 6,55	7,20 – 6,35	7,16 – 6,15
Horizont	Vzorka [cm]	Ekv. CaCO ₃ [%]		
Al	1 – 6	0,3	0,3	0,1
Bt	20 – 40	0,1	0,2	0,1
Bgt	50 – 70	0,4	0,3	0,2
Go1	80 – 100	0,7	0,4	1,2
Go2	120 – 140	1,4	1,5	0,5
Horizont	Vzorka [cm]	Cox – Humus [%]		
Al	1 – 6	2,16 – 3,72	1,88 – 3,24	2,45 – 4,22
Bt	20 – 40	2,33 – 4,02	2,15 – 3,71	2,23 – 3,84
Bgt	50 – 70	2,21 – 3,81	2,11 – 3,64	1,96 – 3,38
Go1	80 – 100	2,18 – 3,76	1,91 – 3,29	2,08 – 3,59
Go2	120 – 140	1,78 – 3,07	1,98 – 3,41	1,86 – 3,21

Fyziologický stav lesných porastov úzko súvisí s obsahom pôdnych živín. Rozhoduje množstvo tzv. prístupných, resp. uvolniteľných živín o ktorom sa predpokladá, že ho rastliny dokážu prijať. K najdôležitejším rastlinným živinám patria dusík, fosfor a draslík, ktorých býva v pôdach lužných lesov spravidla dostatok. Tak je tomu aj v PR Chynoranský luh reprezentovanej geobiocenózami heminitofilného edaficko-trofického medziraďu geobiocénov *b/c*, limitovaného rozpätím pH_{H2O} 6,0 – 7,2 vo vrchných 5 cm pôdy (Kukla J., 1993). Pôdy uvedeného medziraďu majú vo vrchných vrstvách prirodzene vysoký obsah dusičnanového dusíka (NO₃⁻ – N) v jarnom, príp. i letnom období roka. Priaznivý priebeh nitrifikácie je podmienený optimálnou (pre nitrifikačné baktérie) reakciou (pH_{H2O} 6,0 – 6,5) vo vrchných vrstvách fluvizeme a priaznivým pomerom kyslých a bázičských zložiek v opade tzv. cenných listnáčov (jaseňov, javorov, brestov a líp), ktoré v PR dominujú.

Údaje o množstvách prístupného pôdneho fosforu a draslíka (stanovených metódou Bray-Kurz a podľa Schachtschabela) v pôdach MP 1 až MP 3 sú uvedené v tabuľke 4. Pri neutrálnych ílovitých pôdach sa za bohatú, resp. veľmi dobrú zásobu považuje stav, keď koncentrácia prístupného P presiahne hodnotu 26 mg.kg⁻¹ a koncentrácia prístupného K vzrastie nad hodnotu 154 mg.kg⁻¹. Obsahy prístupného P zistené v prehumóznenom A horizonte fluvizeme sú v porovnaní s vyššie uvedenými limitmi približne 2 – 3 krát a prístupného K asi 1,2 – 1,6 krát vyššie. Vzhľadom k tomu, že v nižšie uložených minerálnych vrstvách pôdy sú zásoby prístupného P spravidla nedostatočné (< 13 mg.kg⁻¹) a fosfor sa vo vrchných vrstvách pôd hromadí najmä prostredníctvom biokumulácie, nemožno jednoznačne povedať, akú úlohu zohráva pri povrchovej akumulácii P hnojenie okolitých poľnohospodárskych pozemkov. Čiastočne na vplyv hnojenia poukazuje skutočnosť, že maximálna hodnota

prístupného P sa zistila na MP 1, ktorá sa nachádza v blízkosti lesného okraja. Môže však byť aj výsledkom rýchlejšej dekompozície lesného opadu podmienenej priaznivejšími svetelnými pomermi. Preto sa riešenie problému nezaobíde bez ďalšieho výskumu.

Tabuľka 4 Obsah živín a zastúpenie bázičských katiónov v sorpčnom komplexe

Pôda			Fluvizem luvizemná				
Pôdotvorná hornina			ílové alúvium				
Horizont [cm]			Al 1 – 6	Bv 20 – 40	Bg 50 – 70	Go 80 – 100	Go 100 – 120
Prístupné živiny			[mg.kg ⁻¹]				
Monitorovacia plocha	1	P	75,0	15,0	8,5	5,0	11,5
		K	195,0	138,0	157,0	145,0	145,0
	2	P	54,5	12,5	7,5	9,5	8,0
		K	192,0	157,0	145,0	108,0	92,0
	3	P	61,0	9,0	6,5	16,0	11,5
		K	240,0	132,0	142,0	125,0	100,0
Sorbované katióny			[mg.kg ⁻¹]				
Monitorovacia plocha	1	Ca ²⁺	4 875,0	4 625,0	5 250,0	5 250,0	5 875,0
		Mg ²⁺	922,5	797,5	960,0	1 022,5	1 210,0
		K ⁺	355,0	240,0	288,0	264,0	269,0
		Na ⁺	21,5	15,0	28,5	71,0	103,5
	2	Ca ²⁺	3 625,0	4 375,0	4 875,0	4 500,0	3 500,0
		Mg ²⁺	797,5	847,5	847,5	822,5	772,5
		K ⁺	329,0	259,0	250,0	187,0	142,0
		Na ⁺	111,0	51,0	53,5	48,5	113,5
	3	Ca ²⁺	4 125,0	4 125,0	4 750,0	4 875,0	4 500,0
		Mg ²⁺	797,5	897,5	1 022,5	1 060,0	1 062,5
		K ⁺	342,0	208,0	250,0	208,0	187,0
		Na ⁺	66,0	83,5	61,0	91,0	141,0

Zásoby prístupného K v stredných a nižších vrstvách fluvizeme spravidla neklesajú pod 104 mg.kg⁻¹, možno ich preto hodnotiť ako dobré. Bioakumulácia K je v porovnaní s bioakumuláciou P podstatne nižšia, čo vzhľadom na možnosť fixácie K ílovými minerálmi a nepatrný výskyt na draslík bohatších trávovitých druhov v bylinnom podraze lesných porastov PR neprekvapuje.

V sorpčnom komplexe fluvizeme výrazne (približne 10 – 20 násobne) prevažujú bivalentné ióny nad monovalentnými. V hmotnostnom vyjadrení je vápnikových katiónov 4,2 – 5,8 krát viac ako horčíkových, v molárnom vyjadrení je ich 2,6 – 3,5 krát viac. Najnižšie hodnoty uvedených pomerov (4,2 – 5,2, resp. 2,6 – 3,1) sa vzťahujú k pôde na MP 3. Momentálny obsah výmenných báz sa pohybuje v rozpätí 128 – 208 mmol.kg⁻¹, z čoho na katióny Ca²⁺ pripadá 66 – 74 %, Mg²⁺ 21 – 26 %, K⁺ asi 3 – 6 % a Na⁺ 1 – 4 %. K zasolňovaniu pôdneho profilu nedochádza.

Problémy klasifikácie lužných pôd

Z genetického hľadiska ide v PR Chynoranský luh o pôdy prechodného charakteru so znakmi fluvizemí (aluviálne sedimenty), luvizemí (akumulácia fyzikálneho ílu v strednej časti profilu) a glejov (ovplyvnenie podzemnou vodou), teda o fluvizeme luvizemné glejové. Hoci fluvizeme vznikali v dôsledku vodnej erózie, transportu a akumulácie terestrických sedimentov, v Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd Slovenska (Kolektív, 2000) nie je možnosť prechodu fluvizemí k terestickým pôdam zohľadnená. Fluvizeme sú spolu s litozemami, regozemami a rankrami zaradené do skupiny iniciálnych pôd. Podľa definície sú to pôdy s ochrickým A-horizontom, prípadne i s horizontom G, ktoré sa vytvorili z fluviálnych sedimentov. Tým boli zo systematiky pôd vyradené značne rozšírené hnedé aluviálne pôdy typu vega (Kubiena, 1953, Šály, 1978, 1986). Vzhľadom k uvedeným skutočnostiam je zrejmé, že pôdy vytvorené z hnedých aluviálnych sedimentov si v klasifikačnom systéme vyžadujú samostatné postavenie (tab. 5).

Tabuľka 5 Postavenie fluvizemí v otvorenom systéme pôd (v časti systému)

SUBORDER	GENUS	SUBGENUS	SPECIES	SUBSPECIES
Redoxisol	Diluvisol	Fluvisol (Inundosol)	Rambla	Ortorambla
				Pararambla (Kalcirambla)
		Paternia		Ortopaternia
				Parapaternia (Borovina)
		Aluvisol	Vega	Ortovega
				Paravega (Kalcivega)
			Čiernica	Ortočiernica
				Paračiernica (Kalcičiernica)
	Amorfisol	Stagnosol	Pseudoglej	Konkreciglej
				Noduloglej
		Stagnoglej		Retiglej
				Makuloglej
		Kolmatosol	Gleysol	Glej
				Kalciglej
			Hydroglej	Humoglej (Anmoorglej)
				Thioglej

Záver

PR Chynoriarsky luh patrí do skupiny do skupiny relatívne ľahko antropicky narušiteľných biotopov. Potenciálne ju ohrozuje najmä možnosť nadmernej intenzifikácie poľnohospodárskej činnosti, imisné vplyvy z automobilovej dopravy, nadmerná návštevnosť obyvateľmi blízkych obcí spojená s rekreačným využívaním územia, ale aj s vyvázaním odpadov rôzneho druhu a nelegálnou ťažbou dreva. Z uvedených dôvodov je potrebné permanentne získavať údaje o stave jednotlivých komponentov tohto unikátneho ekosystému, predovšetkým o zmenách prebiehajúcich v jeho pôdach a fytocenózach.

Podakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami grantového projektu VEGA 2/5171/98.

Literatúra

- DOSTÁL, J., 1989: Nová květena ČSSR, 1 a 2. Academia Praha, 1548 s.
- HRAŠKO et al., 1962: Rozbory pôd. SVPL Bratislava, 342 s.
- KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 76 s.
- KUBIENA, 1953: Bestimmungsbuch und systematic der Böden Europas. Stuttgart, 388 s.
- KUKLA, J., 1993: The direct determination of the geobiocen edaphic-trophic orders and interorders. Ekológia (Bratislava), 12, 4, s. 373 – 385.
- ŠÁLY, R., 1978: Pôda, základ lesnej produkcie. Príroda, Bratislava, 235 s.
- ŠÁLY, R., 1986: Svahoviny a pôdy Západných Karpát. Veda, SAV 200 s.
- ŠÁLY, R. - CIESARIK, M., 1991: Pedológia, návody na cvičenia. Vydala VŠLD Zvolen v ES, 123 s.
- ZLATNÍK, A., 1976: Přehled slovenských lesů podle skupin lesních typů. LF VŠZ Brno, 195 s.

Jednoduchá metóda na určenie vzdialenosti translokácie pôdnej hmoty orbou v poľných podmienkach

A Simple Method for Determination of Soil Mass Translocation Distance by Ploughing in Field Conditions

Richard LAZÚR

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

Abstrakt

Popri vodnej erózii v našich podmienkach simultánne prebieha na orných pôdach proces tzv. orbovej erózie, pri ktorom dochádza v dôsledku translokácie pôdnej hmoty mechanickým pôsobením orbového nástroja k strate pôdy na konvexných segmentoch reliéfu spojenej s akumuláciou v konkávných polohách. Keďže intenzita tohto procesu je porovnateľná s vodnou eróziou, v erodologickom výskume je potrebné venovať orbovej erózii pozornosť, kľúčovým problémom je zistenie vzdialenosti translokácie pôdnej hmoty orbou, táto vzdialenosť je indikátorom intenzity orbovej erózie. V príspevku je prezentovaná jednoduchá a rýchla metóda na určenie vzdialenosti orbovej translokácie v teréne. Metóda je založená na inštalácii duralových značiek (cca 2 cm³) do pôdy vo fixnom referenčnom systéme. Po realizácii agrotechnickej operácie (orby) je nová poloha značiek detekovaná s použitím prístroja Soil Conductivity meter EM38 meraním magnetickej susceptibility pôdy. Rozdiel medzi východiskovou polohou značiek a polohou detekovanou meraním magnetickej susceptibility pôdy udáva vzdialenosť orbovej translokácie. Popísaná metóda predstavuje inovačný faktor v erodologickom výskume v rámci Slovenska.

Kľúčové slová: orbová erózia, translokácia pôdy, magnetická susceptibilita pôdy, duralové značky

Abstract

In our conditions by water erosion simultaneously has been running the process of so-called "tillage erosion" whereby due to earth mass translocation by mechanical ploughing tool action, soil loss takes place on relief convex segments linked with accumulation in concave positions. As this process intensity is comparable with water erosion, in erodological research should be paid adequate attention to the process of tillage erosion. Key problem is soil mass translocation by tillage translocation determination; this distance is tillage erosion intensity indicator. In the paper is presented a simple and rapid method for tillage translocation distance determination in the field. The method is based on dural corpuscles marks (app. 2 cm³) installation into soil within fixed referential system. After tillage (plough) operation is new position of the marks detected by means of the apparatus Soil Conductivity Meter EM 38 by the measuring of the soil magnetic susceptibility. Difference between starting point position of the marks and the position detected by soil magnetic susceptibility measurement is identifying the size of tillage translocation (= tillage erosion size). The method described introduces an innovation factor in Slovakian erodological research.

Keywords: tillage erosion, soil translocation, magnetic susceptibility of soil, dural marks

Erózia pôdy je fenoménom známym už storočia a popri úrodnosti je erodovateľnosť asi laicky najznámejšou charakteristikou pôdy. Podľa FAO je erózia pôdy najvýznamnejším degradačným faktorom vo svetovom meradle a bez nadsádzky možno povedať, že ohrozuje trvalo udržateľný život

človeka na Zemi. Výskum erózie je preto právom prioritou nielen pre pôdozncov, ale aj pre agronómov, geografov, krajinných inžinierov a environmentalistov, ktorí sa zaoberajú modelovaním erózných procesov, výskumom erózných faktorov v poľných aj laboratórnych podmienkach, mapovaním erózných procesov aj vývojom a implementáciou účinných protierózných opatrení. Avšak pojem erózia pôdy sa stal zovšeobecňujúcim synonymom pre proces erózie pôdy povrchovou vodou, erodologický výskum sa stotožňuje s výskumom vodnej erózie a väčšina erózných modelov je vlastne modelmi rýhovej a plošnej vodnej erózie. Popri vodnej erózii v našich podmienkach simultánne prebieha na orných pôdach proces tzv. orbovej erózie, pri ktorom dochádza v dôsledku translokácie pôdnej hmoty mechanickým pôsobením orbového nástroja k strate pôdy na konvexných segmentoch reliéfu spojených s akumuláciou v konkávných polohách. Keďže intenzita tohto procesu je porovnateľná s vodnou eróziou, v erodologickom výskume je potrebné venovať orbovej erózii pozornosť, kľúčovým problémom je zistenie vzdialenosti translokácie pôdnej hmoty orbou, táto vzdialenosť je indikátorom intenzity orbovej erózie.

Na zisťovanie vzdialenosti orbovej translokácie pôdy v teréne bolo v literatúre popísaných viacero metód. Kachanoski et al. (1992 a,b) využil na kvantifikáciu orbovej erózie metódu založenú na pridaní KCl do pôdy na presne zameranom mieste, po realizácii agrotechnického zásahu bola pokusná plocha ovzorkovaná v hustej pravidelnej sieti a na základe vyhodnotenia priestorovej distribúcie koncentrácie KCl na pokusnej ploche bola vypočítaná orbová translokácia pôdy a následne intenzita orbovej erózie. Viacerí autori využili metódu založenú na inštalácii fyzikálnych značiek do pôdy v línii kolmej na smer orby (kovové značky – Montgomery et al. 1999, označené kamene – Thapa et al. 1999) s presným zameraním ich východiskovej polohy. Po vykonaní orby je nová poloha značiek zistená postupným mechanickým odkrývaním a presným geodetickým zameraním ich novej polohy. Priemerná vzdialenosť značiek od východiskovej polohy udáva vzdialenosť orbovej translokácie. Táto metóda je veľmi presná, avšak extrémne prácna, limitujúcim faktorom je tiež premenlivé percento znovu nájdených značiek.

Pre potreby výskumu intenzity erózie pôdnej hmoty v dôsledku kypriacich zásahov bola na Výskumnom ústave pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave bola zvolená metóda založená na elektromagnetickej detekcii kovových značiek (Borselli and Torri, 1999). Princíp metódy spočíva v inštalovaní kovových značiek do pôdy v presne zameranej polohe a po vykonaní agrotechnického zásahu sa určí ich nová poloha s pomocou prístroja na meranie magnetickej susceptibility pôdy. Ako značky boli použité 1 cm dlhé kusy duralovej tyče s priemerom 8 mm (objem cca 2 cm³). Dural bol zvolený z dôvodu jeho ľahšej opracovateľnosti a tiež preto, že sa svojou objemovou hmotnosťou približuje objemovej hmotnosti pôdy. Tieto značky boli umiestnené do pôdy v línii dlhšej 1 m kolmo na smer agrotechnických zásahov s horizontálnym rozstupom značiek v rámci línie 10 cm a vertikálnym rozstupom 5 cm do predpokladanej hĺbky budúceho zásahu. Toto usporiadanie experimentu bolo použité viacerými zahraničnými autormi.

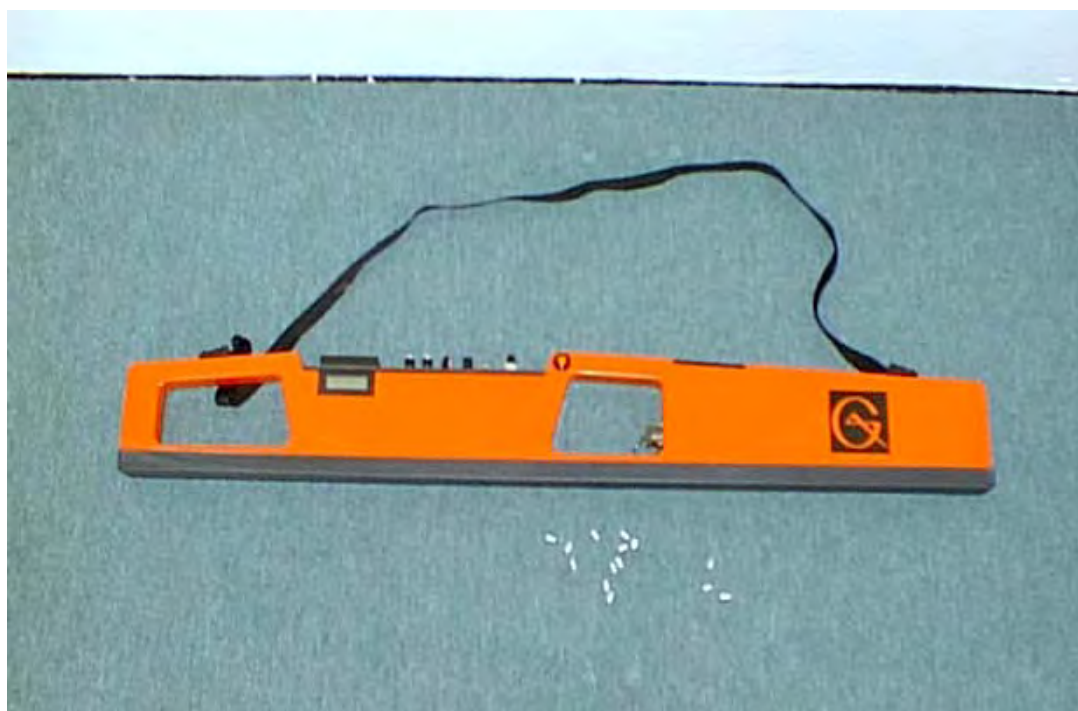
Východisková poloha značiek bola v teréne presne geodeticky zameraná pravouhlou metódou s použitím meracieho pásma, výtyčiek a optického päťbokého hranolu na vytýčenie pravých uhlov. Nevyhnutným predpokladom presnosti zamerania pôvodnej polohy značiek, od ktorého závisí aj presnosť výsledného merania orbovej translokácie, je existencia pevných orientačných bodov (stĺpy elektrického vedenia, rohy oplotenia ap.) v blízkosti experimentálnej lokality, ktoré môžu byť použité ako oporné body pre zameranie polohy značiek. To je limitujúci faktor pri výbere experimentálnej lokality. Po vykonaní agrotechnického zásahu (orby), pri ktorom sa predpokladá erózný pohyb pôdnej hmoty, nasleduje elektromagnetická detekcia polohy značiek. Na tieto účely bol v rámci riešenia úlohy v r. 2000 zakúpený prístroj Soil Conductivity Meter EM38 od Kanadskej firmy GEONICS. Prístroj pracuje na princípe elektromagnetickej indukcie a je vybavený dvomi cievkami, ktorých vzdialenosť je 1 meter. Princíp fungovania prístroja je nasledovný: Vysielacia cievka napájaná striedavým prúdom s audio frekvenciou je umiestnená na povrch pôdy (považovanom za homogénny) a prijímacia cievka je umiestnená v malej vzdialenosti od nej. Premenné magnetické pole vyvolané striedavým prúdom vo vysielacej cievke indukuje veľmi malý elektrický prúd v pôde. Tento prúd indukuje veľmi slabé sekundárne magnetické pole, ktoré je spolu s primárnym snímané prijímacou cievkou. Sekundárne magnetické pole je komplikovanou funkciou medzicievkovej vzdialenosti, operačnej frekvencie a vodivosti pôdy. Za určitých podmienok vyjadrených konštantami, ktoré sú zahrnuté do konštrukcie prístroja, je pomer medzi primárnym a sekundárnym magnetickým poľom indukovaným v pôde priamo úmerný vodivosti pôdy. Konštrukcia prístroja umožňuje pracovať vo dvoch režimoch, a to

meranie konduktivity (vodivosti) pôdy v milisiemensoch na meter – mS.m^{-1} , alebo meranie magnetickej susceptibility (citlivosti) pôdy (pomery medzi primárnym a sekundárnym magnetickým poľom). Magnetickú susceptibilitu prístroj udáva tiež prepočítanú na jednotky mS.m^{-1} (Anonym,1999).

Vodivosť pôdy, ako aj jej magnetická susceptibilita, je daná viacerými faktormi, ako napr. vlhkosť, obsah ílu, obsah solí, prímies kovových častí ju ovplyvní veľmi výrazne a zmena ich polohy je touto metódou ľahko detekovateľná. Pre účely detekcie zmeny polohy značiek po orbovom zásahu sa prístroj používa v režime merania magnetickej susceptibility pôdy. Meranie sa vykonáva v 10 cm vzdialenostiach v smere predpokladaného pohybu pôdy (teda aj značiek) s prístrojom vo vertikálnej orientácii cievok rovnobežne s líniou pôvodného uloženia značiek. Každých 10 cm sa zaznamená hodnota magnetickej susceptibility, ktorá je úmerná koncentrácii značiek v pôde pod prístrojom. Vzdialenosť miesta s najvyššou hodnotou magnetickej susceptibility, resp. jej výrazným zvýšením od pôvodnej polohy značiek predstavuje vzdialenosť orbovej translokácie a spolu s hodnotou hĺbky orby umožňuje určiť objem translokovanej pôdy. Pri usporiadaní experimentu vo dvoch variantoch, tj. v smere hore aj dole svahom je možné stanovením rozdielu medzi objemom pôdy translokovanej hore a dole svahom počas celoročnej sekvencie kypriacich zásahov určiť intenzitu „čistej“ orbovej erózie v tonách na hektár pre konkrétny relatívne homogénny (aj z hľadiska agrotechniky!) segment svahu.

Popísaná metóda predstavuje významný inovačný faktor v erodologickom výskume v rámci Slovenska. Výhodou tejto metódy je jej rýchlosť a jednoduchosť, meranie je možné realizovať v krátkom čase bez namáhavého a prácneho odkrývania značiek, prípadne odberu a analýzy vzoriek, hodnoty magnetickej susceptibility sa jednoducho odčítajú priamo v teréne na prístroji, ktorý je jedinou nákladnou investíciou. Po uskutočnení merania ostávajú značky v pôde a môže byť detekovaný vplyv každého ďalšieho zásahu, až kým sa značky v pôde nerozptýlia tak, že údaje z merania už nebudú štatisticky preukazné. Takáto situácia podľa našich skúseností nastane do 3 – 4 rokov od inštalácie značiek.

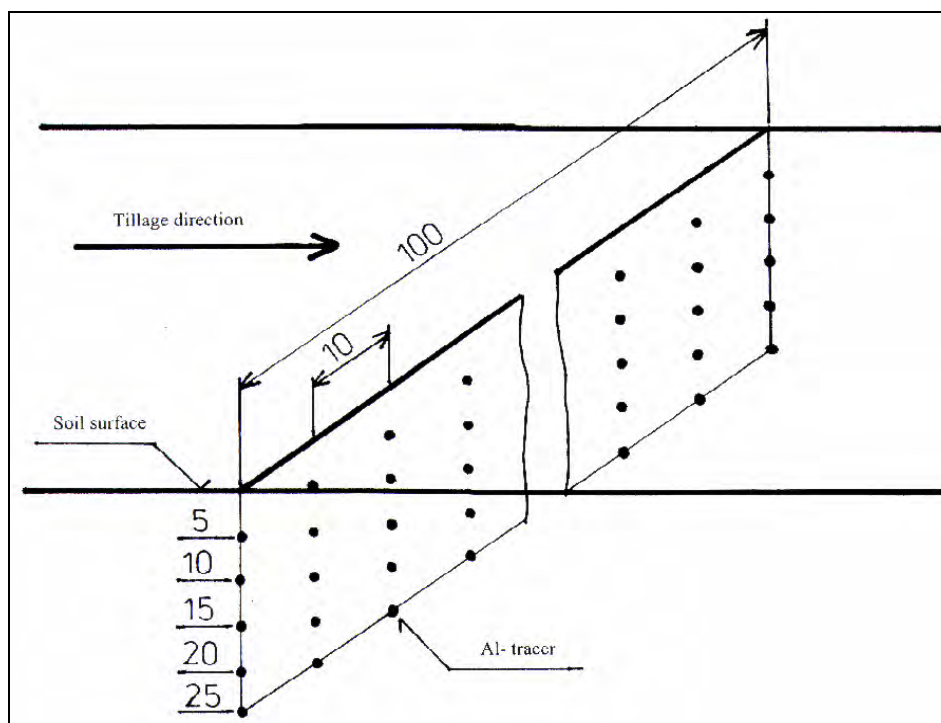
Obr. 1 Prístroj Soil Conductivity Meter Em 38 GEONICS



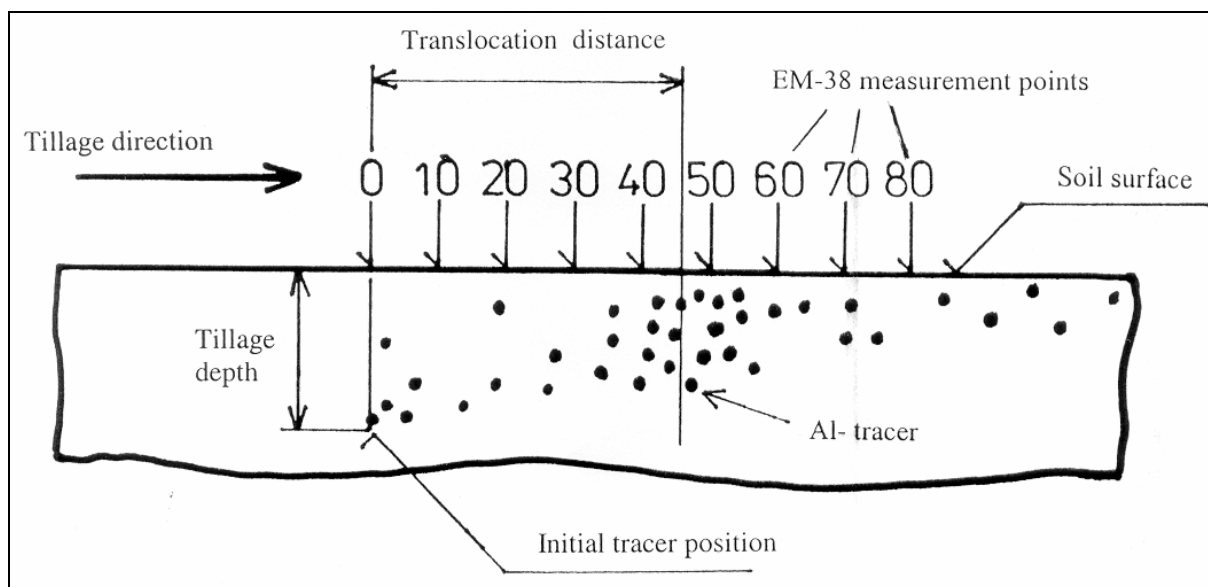
Obr. 2 Namerané hodnoty sa priamo odčítajú na LCD displeji prístroja (dole duralové značky)



Obr. 3 Usporiadanie pokusu na sledovanie pohybu pôdnej hmoty spôsobeného agrotechnikou – inštalácia duralových značiek do pôdy. (Tillage direction = smer orby, Soil surface = povrch pôdy, Al-tracer = duralová značka).



Obr. 4 Schematické znázornenie detekcie orbovej translokácie s použitím značiek – situácia po vykonaní agrotechnického zásahu. (Translocation distance = vzdialenosť translokácie, Tillage direction = smer orby, Soil surface = povrch pôdy, Tillage depth = hĺbka orby, EM-38 measurement points = miesta merania Em38, Al-tracer = duralová značka).



Obr. 5 Zameranie polohy inštalácie značiek pomocou optického päťbokého hranolu pravouhlou metódou



Obr. 6 Meranie sa vykonáva priložením prístroja na povrch pôdy a odčítaním hodnoty na displeji



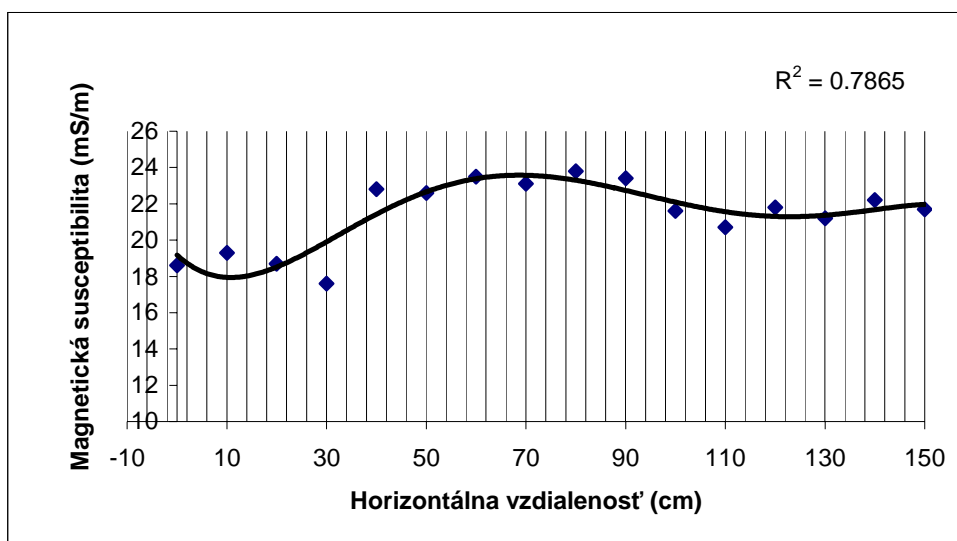
Obr. 7 Poloha značiek sa musí presne zamerať s využitím stabilných orientačných bodov v teréne



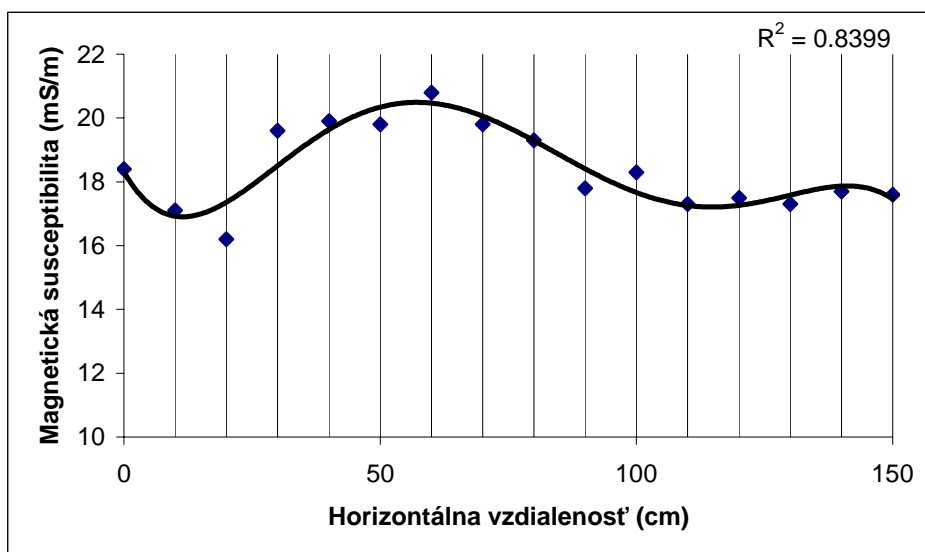
Obr. 8 Meranie magnetickej susceptibility pôdy po vykonaní orby kolmo na smer orby v 10 cm krokoch (lokalita Smolinské)



Obr. 9 Distribúcia pôdnych značiek po realizácii orby do hĺbky 20 cm po spádnici v smere dole svahom – sklon 5 °



Obr. 10 Distribúcia pôdnych značiek po realizácii orby do hĺbky 20 cm orientovanej po vrstevnici – sklon 5 °



Literatúra

- ANONYM, 1999: EM38 Ground Conductivity Meter. Operating manual. GEONICS Limited, Ontario, Canada.
- BORSELLI, L. - TORRI, D., 1999: A method for a quick assessment of soil movement using tracers. 2nd International symposium on Tillage erosion and Tillage translocation, Leuven, Belgium.
- KACHANOSKI, R.G. - PROTZ, R.D. - GREGORICH, E.G., 1992a: Management of farm field variability: I. Quantification of Soil Loss in Complex Topography. SWEP/TED report. Centre for Soil and Water Conservation. University of Guelph, Guelph, ON.
- KACHANOSKI, R.G. - MILLER, M.H. - LOBB, D.A., 1992b: Management of farm field variability: II. Soil Erosion Processes on Shoulder slope Landscape Positions. SWEP/TED report. Centre for Soil and Water Conservation. University of Guelph, Guelph, ON.
- MONTGOMERY, J.A. - McCOOL, D.K. - BUSACCA, A.J. - FRAZIER, B.E., 1999: Quantifying tillage translocation and deposition rates due to mouldboard plowing in the Palouse region of the Pacific Northwest, USA. Soil and Tillage Research 51, 175 – 187.

Vzt'ahy medzi pôdou a smrekom po niekoľkoročnej zát'aži imisiami ťažkých kovov v lesom ekosystéme

Relationships between Soil and Spruce after Many Years of Heavy Metal Imission Load in Forest Ecosystem

Ján MACHAVA

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, SR, e-mail: machava@vsld.tuzvo.sk*

Abstract

Negative effect of imission on our environment is known for a long time and it can be considered as a matter of course of modern life. In some regions of Slovakia with environmental stress in the past the question of environment enhancement seems to be in progress. Emission component sources were liquidated and imission situation is appearing to be normalised. However, reality is different. Noxious effects of former imissions are still themselves manifested, though in latent form. These problems relate also to forest ecosystems. For example, Stredný Spiš (Middle Spiš) seriously contaminated in the past with imission from local sources, which emitted to the air besides usual harmful substance also heavy metals (HMs) in relatively high concentrations. Because HMs are hard decomposable substance, the health state of forest three species is still further critical. After yellowing and defoliation, withering of trees, mainly spruce (*Picea abies*), followed. The most injured forest ecosystem is located in the forest district of Nálepko where increased concentrations of HMs were determined, mainly at mercury.

Keywords: imission load, spruce, mercury, heavy metals, Slovakia

Abstrakt

Pôsobenie negatívnych účinkov imisií v našom životnom prostredí je už známe mnoho rokov a pomaly sa berie ako samozrejmosť moderného života. V niektorých oblastiach, ktoré boli v minulosti intenzívne zasiahnuté, sa situácia navonok omnoho zlepšila. Zdroj emisných zložiek bol odstránený a život by sa tu mal pomaly normalizovať. Skutočnosť je iná. Škodlivé pôsobenie naakumulovaných imisných zložiek pretrváva naďalej, i keď v skrytej forme. Tieto problémy sa dotýkajú i lesných ekosystémov. Ako príklad poslúži Stredný Spiš, ktorý bol zamorený hlavne z miestnych emisných zdrojov, emitujúcich okrem bežných škodlivín i ťažké kovy (ŤK) v pomere vysokých koncentráciách. Vzhľadom na to, že ide o ťažko odbúrateľné zložky, zdravotný stav lesných drevín je i naďalej kritický. Po depigmentácii a defoliácii nasleduje odumieranie lesných drevín, hlavne smreka obyčajného. Najviac poškodené lesné ekosystémy sa nachádzajú na lesnej správe Nálepko, kde boli stanovené zvýšené koncentrácie TK, hlavne pri ortuti.

Kľúčové slová: imisná zát'až, ortuť, smrek, ťažké kovy, Slovakia

Introduction

Slovakia with 40 % forest cover percentage belongs to the most woody countries in Europe. Production forests represent 76 %, protection forests 13 % and forests of special designation 1 % (Maňkovská, 1994; Machava, Bublinec, 2000). Coniferous trees cover totally 43 % from whole forest area and spruce (*Picea abies*) alone 27 %. Anthropogenic factors damaged the most expressively whole structure of forest ecosystem and herewith substantially change its dynamics (ecological stability and homeostatic properties). It concerns substantial activities, because forest direct control against

immissions is very limited. Only individual tree species tolerance or ecotype can be utilised. From this point of view the study of conditions and main reasons of forest damage by immissions impact gets to beforehand.

Autoregulation principle of forest ecosystem does not allow to formation of extreme swings which can lead to noxious agent accumulation, as for this impact does not exceed ecological bearing capacity of forest ecosystem. (Bublinec 1980). Just this moment was overstepped in the vicinity of many industrial centres, like in Stredný Spiš, one of ten regions of Slovakia, which are to still solve environment stress problems. Despite the fact, that a lot of authors have tried to solved this complicated situation at diminishing noxious effects of pollutant load (Ištoňa, 1993; Lackovičová et al., 1994 and so on), health state of forest tree species is still significantly worsen.

In the past forest tree species were affected also from the air, but today atmosphere is supposed to be clean and harmful substance are concentrated in forest soils and their accessibility is conditioned by local conditions comprising mainly soil – acidity, moisture, humus and clay contents. Therefore the first step of gradual decreasing of noxious effects in forest ecosystem is to analyse forest soil and try to find the mutual connection between harmful substance contents and physical-chemical properties of soil (Bublinec 1975, 1979).

The aim of this paper was to investigate physical and chemical properties of soil, content of HMs in soil and their share on very worsen health state of forest tree species.

Material and methods

For environmental assessment on whole health state of trees soil and assimilatory samples were taking in autumn when vegetative stand development was terminated. Sampling was carried out in the forest district of Nálepkovo, where soil profile probe was excavated and samples were taken from individual horizons.

Nálepkovo:

Stand 61 (Fig. 1)

Eutric Cambisols: Ooh 4 – 0 cm, Aoq 0 – 16 cm, Bv1 16 – 34 cm, Bv2 34 – 53 cm, Bv3 53 – 68 cm, C1 68 – 83 cm.

Stand 74a (Fig. 2)

Dystric Cambisols: Ooh 4 – 0 cm, Aoq 0 – 11 cm, Bv1 11 – 31 cm, Bv2 31 – 51 cm.

Figure 1

Soil profile on the No.74a Stand in Nalepkovo



Figure 2

Soil profile on the No. 61 Stand in Nalepkovo



At the process of soil sampling the representative composite sample has been prepared on stand. After the determination of stony fraction, samples were air-dried. Prior to analyses, soil samples were sieved through a 2 mm plastic sieve and the fine earth fraction was used for analyses. During the determination of total concentrations of heavy metals in the fine earth, samples were dried to a constant weight at 104 °C and digested in Microwave furnace MDS 81, CEM firm. 0,5 g sample was added together with 5 ml 65 % HNO₃, p.a. into digestion bottle and the soil digestion runs in two cycles – 2,5 minutes at the output P = 100 % and 10 minutes at P = 80 % (Key Reference, CEM, 1988). After the oxidation of organic component with 2,5 ml 30 % H₂O₂, p.a. sample solution was filtered through filter paper, Filtrak, Sort 391 and made up to the volume of 50 ml.

For determination of maximum potentially releasable amount of elements the extract of 2 M HNO₃ was used (Borůvka, Kozák a Křišťoufková, 1996; Bujnovský, 2001). For these forms of individual elements the limit concentrations were quantified (Bulletin of Ministry of Agricultural 531/1994-540). On horizontal shaker in 100 ml closed plastic bottles 5 g fine earth sample was leached with 50 ml 2M HNO₃ for 2 hours. The correction on carbonate content was not necessary. After filtration through Filtrak filter paper, Sort 391 the sample volume was made up to 50 ml. simultaneously, a blind trial sample was made.

For determination of potential mobile forms of elements the extract of 0.05 M Na₂EDTA was used (Matušková, Kürtiová, Gergelová, 1995; Koplík, Čurdová and Mestek, 1996; Podlešáková, Němeček and Pastuszková, 1997). Leaching conditions were the same as by 2 M HNO₃.

At pH determination 10 g fine earths were mixed with 25 ml distilled water in 100 ml plastic bottles and kept standing 24 hours. At last pH value was measured potentiometrically.

For determination of further soil parameters classic methods were used: humus according to Turin's in Simakov's modification, accessible potassium and accessible phosphor – Mehlich II, grain-size distribution – Laser method on Economy Instrument, Fritsch firm, total nitrogen – Kjeldahl's method and total mercury – AMA Instrument.

AO samples were taken from the seventh whorl of spruce (*Picea abies*) and they had to be representative. After drying samples were homogenised in the mixer mill with a tungsten filling, IKA firm. At digestion process 0,5 g sample, dried at 85 °C to a constant mass, was mixed together with 5 ml concentrated HNO₃, p.a. and treated at the output P = 60 % during 15 minutes (Key Reference, CEM, 1988). Filtration was carried out through Filtrak, Sort 391 and sample solution was made up to the volume of 50 ml.

The element concentrations in sample solutions were determined by Atomic Absorption Spectrometry (AAS) on spectrometer AAS 400 Varian. Measuring precision at soil was controlled through the reference material "Leptosol S – SP" and at AO with "Spruce needle, No 323.

Results and Discussion

Prior to evaluation of heavy metal contents in the soil, basic properties of soil (Table 1, 2) are to be investigated for the determination of limit concentration values of individual elements (Table 3), if necessary. Soil reaction values on the No. 61 stand label the soil to acid range (pH = 4,5 – 5,5) and on the No. 74a stand these values are except for Oh-horizon even in the very acid range (pH = 3,5 – 4,5). Because nearly all determined values are below pH = 5, mobility of elements is increased and the concentrations even under limit value can represent a hazard.

Table 1 Soil reaction and soil particle-size composition on Nálepko forest district

Stand	Horizont (cm)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Zastúpenie jednotlivých frakcií pôdy (%)				
				< 0.002 mm	< 0.01 mm	< 0.05 mm	< 0.1 mm	< 2.0 mm
74a	Ooh (4 – 0)	4.89	4.31	–	–	–	–	–
	Aoq (0 – 11)	3.82	3.03	4.62	28.46	43.40	6.56	21.54
	Bv1 (11 – 31)	3.87	3.30	–	–	–	–	–
	Bv2 (31 – 51)	4.10	3.64	5.72	35.99	24.71	0.39	38.85
61	Ooh (0 – 4)	5.14	4.41	–	–	–	–	–
	Aoq (0 – 16)	4.57	3.38	9.42	47.04	30.33	0.26	22.34
	Bv1 (16 – 34)	4.85	3.61	–	–	–	–	–
	Bv2 (34 – 53)	4.79	3.73	7.38	39.82	31.05	0.26	28.79
	Bv3 (53 – 68)	4.65	3.69	–	–	–	–	–
	C1 (68 – 83)	4.53	3.69	6.93	38.11	35.08	1.01	25.79

Table 2 Total content of humus and nitrogen, accessible P, K and Mg on Nálepko forest district

Stand	Horizont (cm)	C _{ox}	Humus	N _{celk.}	C : N	P _{Mehlich}	K _{Mehlich}	Mg _{Mehlich}
		(%)				mg.kg ⁻¹		
74a	Ooh (4 – 0)	25.87	44.60	1.96	13.2	18.19	303.2	401.1
	Aoq (1 – 11)	10.85	18.70	1.05	10.3	6.64	88.5	63.5
	Bv1 (11 – 31)	1.16	2.00	0.56	2.1	5.71	32.4	17.5
	Bv2 (31 – 51)	0.96	1.66	0.21	4.6	5.27	26.7	20.2
61	Oh (4 – 0)	8.82	15.20	1.12	7.9	18.70	253.6	385.3
	Aoq (0 – 16)	3.07	5.30	0.63	4.9	6.11	52.2	80.7
	Bv1 (16 – 34)	1.62	2.80	0.21	7.7	6.67	25.9	27.5
	Bv2 (34 – 53)	0.81	1.40	0.10	8.1	4.05	21.3	16.5
	Bv3 (53 – 68)	–	–	–	–	6.36	26.6	19.8
	C1 (68 – 83)	–	–	–	–	24.69	38	23.3

Concerning matter of fact that fine clay and humus contents (Table 2) differ from the standard values (25 and 10 %, respectively), corresponding limit concentrations had to be calculated according to competent equations (Table 3). Except for Pb and Cu concentrations in Ooh horizon on the 74a stand, calculated limit concentrations are lower than the ones for standard composition soils (Bulletin of Ministry of Agricultural 531/1994-540). It is caused by relatively low content of fine clay in soil samples.

Actually determined concentrations of individual elements in soil compared to mentioned limit concentrations have acknowledged the theory, that seriously damaged health state of forest tree species is mainly caused by former pollutant load, which is still reflected in HMs increased content in soil.

Table 3 Concentration limit values of individual elements on Nálepko forest district

Stand	Horizont (cm)	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Hg
		mg.kg ⁻¹					
74a	Ooh (4 – 0)	97.83	43.7	86.46	13.23	126.59	0.287
	Aoq (1 – 11)	73.32	28.99	89.24	14.62	91.91	0.247
	Bv2 (31 – 51)	57.72	19.63	91.44	15.75	69.65	0.322
61	Ooh (4 – 0)	70.81	27.486	91.22	15.61	84.22	0.245
	Aoq (0 – 16)	60.82	21.49	98.84	19.42	86.21	0.241
	Bv2 (34 – 53)	58.78	20.27	94.76	17.38	74.24	0.227

It concerns to Cu element, which has got increased concentrations in Ooh and Bv2 horizons on the No. 74a stand and in Ooh, Aoq and Bv2 horizons on the No 61 stand. In the former case at first it

was element accumulation and then its leaching in deeper horizons due to very acid environs. In result of it, element concentration in Aoq horizon did not exceed limit value. In the latter case situation was very similar, except for Bv1 horizon, for which limit concentration was not determined. However, Cu content in Bv2 was increased. Further it is Ni element, at which concentration course in individual horizons is very similar as at Cu. But the highest concentrations are in deeper horizons compared to Cu. In the third place it is Zn element, at which limit concentration was exceeded in Bv2 horizon on the first location and in all horizons on the second one. It can be explained by the fact, that this element is accumulated in deeper horizons, contrary to Cu and Pb both which are preferentially accumulated in humus contained horizons.

Table 4 Total concentration of individual heavy metals and nutrient elements on Nálepko forest district

Stand	Horizont (cm)	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Fe	Mn	Na	K	Mg	Hg
		mg.kg ⁻¹										
74a	Ooh (4 – 0)	67.12	48.78	8.63	15.82	81.11	14 717	1 757.0	113.07	1 243.8	3 571.0	15.56
	Aoq (1 – 11)	17.70	24.76	11.19	13.77	57.19	16 569	420.3	164.03	1 532.2	2 157.5	3.17
	Bv1 (11 – 31)	11.82	22.66	8.09	23.17	79.14	17 197	301.2	113.25	710.0	1 133.4	0.23
	Bv2 (31 – 51)	4.49	28.19	11.53	33.60	89.78	17 260	433.2	156.32	988.73	1 463.2	0.18
61	Oh (4 – 0)	37.35	35.58	26.63	36.04	107.47	16 969	1 174.6	157.68	1 940.2	6 030.6	3.20
	Aoq (0 – 16)	23.07	27.09	26.11	26.54	94.80	17 111	1 215.7	148.65	1 303.3	6 129.6	1.27
	Bv1 (16 – 34)	11.58	25.66	32.74	40.94	88.21	17 153	1 304.5	150.70	1 059.3	7 628.3	0.23
	Bv2 (34 – 53)	10.04	29.99	30.76	43.22	89.52	17 234	1 131.2	130.72	910.3	9 071.0	–
	Bv3 (53 – 68)	4.61	34.74	26.35	40.38	95.25	17 247	890.3	136.58	1 069.2	10 502	0.06
	C1 (68 – 83)	4.23	36.31	24.40	43.13	95.74	17 291	1 041.6	130.21	1 393.0	11 433	–

But the biggest share on the deteriorated health state of damaged trees belongs to Hg increased concentration in soil. To compare other elements, the highest increase of Hg was observed in Ooh-horizon, which confirmed its anthropogenic origin. On the 74a stand in Oh-horizon a reference value was 50-multiple overstepped and in Aoq horizon it is still 10-multiple exceeded. On the 61 stand in the same horizons it was 10- and 4-multiple exceeded.

To confirm the harmful effects of HMs increased concentrations, accessible forms of studying elements were determined. Element concentrations determined in the 2 M HNO₃ extract (Table 5) represent maximum potentially releasable element contents (Borůvka, Kozák a Křišťoufková, 1996; Bujnovský, 2001) and in 0.05 M Na₂EDTA (Table 6) it is potentially mobile form of elements (Matušková, Kürtiová, Gergelová, 1995; Koplík, Čurdová and Mestek, 1996; Podlešáková, Němeček a Pastuszková, 1997).

Table 5 Concentration of individual elements in 2 M HNO₃ extract of soil

Stand	Horizont (cm)	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Fe	Mn
		(mg.kg ⁻¹)						
74a	Ooh (4 – 0)	53.31	22.302	0.175	3.491	45.27	1 518.2	877.30
	Aoq (1 – 11)	8.84	10.525	0.246	2.178	10.30	2 783.8	86.72
	Bv1 (11 – 31)	4.25	1.746	0.609	0.606	2.68	1 104.5	25.71
	Bv2 (31 – 51)	2.52	1.595	0.711	0.553	1.81	997.1	58.74
61	Oh (4 – 0)	31.16	10.173	0.859	1.470	32.26	1 255.2	363.43
	Aoq (0 – 16)	16.35	3.610	1.006	1.031	7.92	1 594.1	148.68
	Bv1 (16 – 34)	3.72	0.969	1.126	0.281	2.73	1 933.0	90.22
	Bv2 (34 – 53)	2.28	0.753	1.389	0.198	2.29	1 474.3	39.77
	Bv3 (53 – 68)	2.11	0.609	0.724	0.158	1.62	603.3	17.64
	C1 (68 – 83)	1.89	0.688	0.894	0.151	1.40	868.7	28.43

Table 6 Concentration of individual elements in 0.05 M Na₂EDTA extract of soil

Stand	Horizont (cm)	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Fe	Mn
		(mg.kg ⁻¹)						
74a	Ooh (4 – 0)	39.26	12.075	0.621	3.025	38.227	779.8	819.7
	Aoq (1 – 11)	2.81	2.799	0.672	1.096	6.131	1 706.9	35.4
	Bv1 (11 – 31)	2.57	0.539	0.765	0.524	1.343	137.4	14.4
	Bv2 (31 – 51)	1.81	0.504	0.352	0.437	1.054	76.5	23.3
61	Oh (4 – 0)	20.47	4.861	0.325	0.995	26.024	361.6	235.6
	Aoq (0 – 16)	8.32	1.439	0.058	0.549	4.959	235.0	58.3
	Bv1 (16 – 34)	2.22	0.111	–	0.037	0.843	121.9	16.6
	Bv2 (34 – 53)	1.13	–	–	0.151	0.670	75.7	5.7
	Bv3 (53 – 68)	1.16	–	–	0.169	0.917	69.0	7.1
	C1 (68 – 83)	1.42	–	–	0.204	0.914	36.6	12.3

Metal concentrations determined in 2 M HNO₃ extract (Table 5) have confirmed harmful effects of total increased concentrations of Pb and partly Cu, Mn and Zn. A₁ limit concentration for Pb (40 ppm) and was overstepped in Ooh horizons on both stands and A₁ for Cu (20 ppm), Mn (700 ppm; Podlešáková, Němeček, Hálová, 1996) and Zn (40 ppm) were overstepped in Ooh horizon on the 74 stand. Toxic effect of Pb content in Ooh horizon on both stands was acknowledged by relatively high concentration of Pb in 0.05 M Na₂EDTA extract (Table 6), which was higher than the Pb limit concentration of 5,6 ppm (Machava, 2002). Proportionally high concentrations of Zn were determined in 0.05 M Na₂EDTA extract in Ooh horizon on both stands, which were only a little bit lower than in 2 M HNO₃ extract

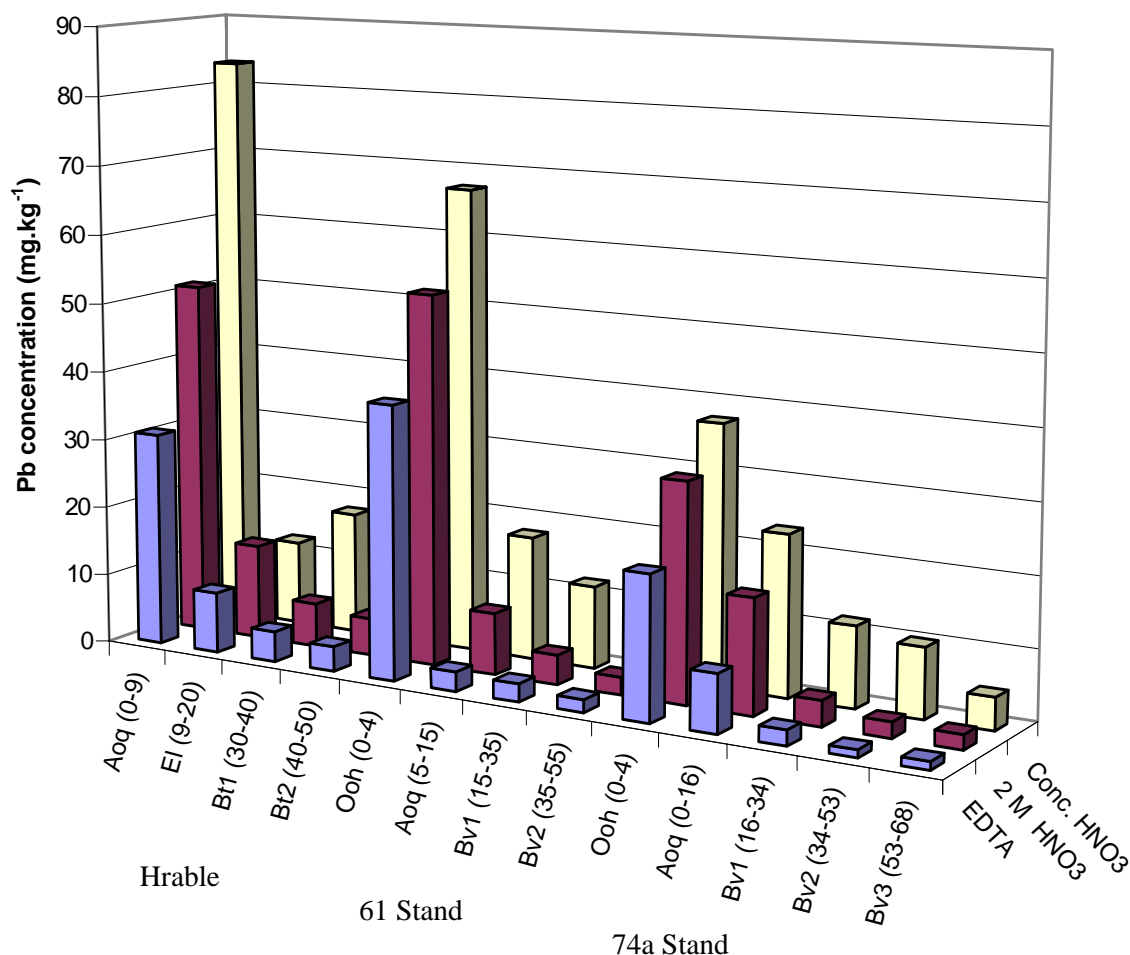
Figure 3 Damaged yellow spruce on No. 61 Stand

Heavy metal concentrations in spruce needle from 7 whorls were according to Bublinec (1990) usually in normal concentration range. An exception was Ni (2.46 ppm) and Zn (147.45 ppm) contents in needles from tree attacked by lichens and Cu (0.958 ppm) and Zn (12.42 ppm) deficiency in yellow

needles (Fig. 3). Both exceptions were recorded on the No. 61 stand, which was nearer than 3 km from the former emission source in Rudňany.

Toxic effects of increased HMs concentrations can be deepened by the very low content of accessible phosphorus. This bad situation in plant nutrition can be eliminated by surplus content of K in Ooh-horizon on both 74a and 61 stands (303.2 and 253.6 ppm, respectively), in Aoq-horizon it is medium and low content and in deeper horizons K content is only very low. The Mg concentration trend in individual horizons on mentioned stands is very similar as by potassium.

Graph 1 Concentration of Pb individual forms in Hrable and Nálepkovo



The course of element concentration of individual forms is depicted on Graph 1, which reflects actual element concentration recorded on forest district of Hrable (Machava, 2002) and Nálepkovo.

Pb concentrations on the Hrable plot are compared to Pb contents in the Nálepkovo stand, because course of Pb concentrations on both localities is very similar. The Hg concentration of 30, 23 mg.kg⁻¹ in Aoq-horizon on the Hrable plot is even 3-fold greater than the C indicative value (10 mg.kg⁻¹), which means acceptance of remedial measures.

From the soil properties discussed above result, that soil quality was during immission load very worsened by acidification, high heavy metal concentration and nutrient deficiency.

Heavy metal concentrations are very high in Ooh- and Aoq-horizons, what is a clear proof of anthropogenic origin. In these horizons the content of humus, nitrogen, accessible potassium and magnesium are relatively high, but their uptake is intensive at young stand, when roots are spread in them. When roots go deeper, nutrient uptake is diminished and that could be one of the main reasons of forest damage. Very questionable is properly high content of humus in upper part of soil. It may be former charcoal burning. This opinion is supported by very black colour of upper part of soil and properly very high Na content.

But the main reason of forest tree species disease seem to be first of all extremely high Hg concentrations and then increased Ni and Zn concentrations, which are reflected in high contents in assimilatory organs (AO). Hg concentrations in AO on the 74a plot achieve 0.49 mg.kg^{-1} , on the 61 plot 0.42 and 0.56 mg.kg^{-1} . On the latter plot increased concentrations of Ni and Zn – 2.464 and $147.45 \text{ mg.kg}^{-1}$ and Cu deficiency in AO were also recorded.

Conclusion

In this paper a serious problem of forest ecosystem, which lasts for a great many years, was discussed. Although immission load in the nature was rapidly decreased, the hazardous components accumulated in soil exert still noxious effects on forest tree species. This situation was examined in one of the most affected forest regions in Middle Spiš. Because wide spread withering of young growth of spruce has no explanation, chemical analyses of soil and assimilatory organs were performed, according which following deduction was accepted.

The main reason of worsen quality of soil are:

- increased concentration of Ni, Zn and mainly Hg in soil,
- acidity, which caused that mentioned element have higher mobility, which was proved by increased concentrations in assimilatory organs,
- higher accessibility of individual elements, which was examined through 2 M HNO_3 and $0,05 \text{ M Na}_2\text{EDTA}$ extract solution,
- decreased content some elements, which were reflected in element deficiency in assimilatory organs.

Influence of these all injurious factors can be subdued to a small measure by high concentration of humus, nitrogen, proper ratio of C:N and so on in an upper part of soil.

Soil quality can be improved by liming (carbonate) and adding of elements, which are in deficiency.

Thanks: This work was partly supported by grant agency VEGA, grant number 1/9264/02 and 1/9263/02.

References

- BORŮVKA, L. - KOZÁK, J. - KRIŠTOUFKOVÁ, S., 1996: Heavy Metal Speciation in Contaminate Soil. Microelements'96, Lecture Year-book of XXX. Seminar, Determination Methods and Significance of Trace Elements in Biological Material. Karlík, 3 – 5. září, 1996, p. 60 – 63.
- BUBLINEC, E., 1975: Production of Above Ground Mineral Mass in Tree Species Component of Ecosystem of Carpatian Hornbeam Oak – grove. In: Research Project Bab (IBP), Progress Report II Veda, Vyd. SAV Bratislava, p. 475 – 486.
- BUBLINEC, E., 1979: Macro- and Microelements Cycling in Forest Ecosystem and in Landscape. In: Biogeochemical Cycle in Landscape. Lecture Year-book from Symposium, Pelhřimov, p. 60 – 67.
- BUBLINEC, E., 1980: Research of Nutrient Biocycles in Forest Ecosystems and Possibilities of its Utilisation in Practice. Year-book of the 15th Scientific Conference, Forest Research Institute, Bratislava, Vyd. Příroda, s. 327 – 339.
- BUBLINEC, E., 1990: Soil Component EKO, Temporary Handbook for Forest Ecology Investigation Lesoprojekt, Zvolen, 1994, p. 101 – 141.
- BULLETIN OF MINISTRY OF AGRICULTURAL 531/1994 – 540, January 1994, Part 1.
- BUJNOVSKÝ, R., 2001: Heavy Metal Uptake from Naturally Contaminate Soil and its Adjustment through Liming. Ecology. (Ekológia, Bratislava), Vol. 20, No. 2, 2002, p. 234 – 241.
- IŠTOŇA, J., 1993: Influence of Immissions on Chemical Element Contents in Forest Soils of Slovak Republic, Lesnícky časopis – Forestry Journal, 39, 6. 1993, p. 531 – 539.
- KEY REFERENCE, CEM Corporation 1988, P.O. Box, 200, Mathews, NC 28 106.
- KOPLÍK, R. - ČURDOVÁ, E. - MESTEK, O., 1996: Speciation of Trace Elements in Water, Soil, Sediments and Biological Material. Chem. Listy 91, 1997, p. 38 – 47.
- LACKOVIČOVÁ, A. - MARTINY, E. - PIŠÚT, I. - STREŠKO, V., 1994: Element Content of the Lichen *Hypogammina physodes* and Spruce Needles in the Industrial Area of Rudňany and Krompachy. Ecology (Ekológia, Bratislava), 13, 4, 1994, p. 415 – 423.

- MACHAVA, J. - BUBLINEC, E., 2000: Content of Cadmium, Lead and Zinc in Tree Species and Possibility of Food Chain Contamination. Conference Year-book, Chemical Analyses by Securing of Population Health Protection, Donovaly, 4. – 5. October, 2000, p. 67 – 72 (in. Slovak).
- MAŇKOVSKÁ, B., 1994: Influence of Air Pollution on Slovak Forest. Environment (Životné prostredie) 28, 1, 1994, p. 26 – 30.
- MATUŠKOVÁ, L. - KÚRTIOVÁ, J. - GERGELOVÁ, Z., 1995: Heavy Metals Bioavailability Determination in Soils by Use Various Extraction Agents. Vedecké práce, VÚPÚ Bratislava, 19/1, 1995, p. 157 – 161.
- PODLEŠÁKOVÁ, E. - NĚMEČEK, J. - HÁLOVÁ, G., 1996: Prediction of the Transfer of Trace elements from Soils into Plants. Rostlinná výroba, 47, 2001 (10), p. 425 – 432.
- PODLEŠÁKOVÁ, E. - NĚMEČEK, J. - PASTUSZKOVÁ, M., 1997: Characteristics of Trace Element Bonds in Soil by Sequential Extraction. Czech Pedological Company, Soil Systems and Anthropogenic Activities, Abstract Year-book, Milov-Devět Skal, 5. – 8.10.1997, p. 149 – 150.

Hliník v pôdach Slovenska

Aluminium in the Soils of Slovakia

Jarmila MAKOVNÍKOVÁ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica, SR,
e-mail: makovnikova.vupop@isternet.sk

Abstrakt

Pre vyhodnotenie Al-väzieb kľúčových lokalít Pôdneho monitorovacieho systému bol použitý metodologický proces selektívnej sekvenčnej extrakcie podľa Zeiena a Brümmera. Obsah hliníka sa znížil v poradí (v % celkového obsahu): reziduálny (83,20) > viazaný kryštalizovanými oxidmi Fe (9,85) > viazaný amorfnými oxidmi Fe (5,34) > ľahko mobilizovateľný (0,733) > viazaný na organickú hmotu (0,71) > mobilný (0,134) > viazaný na oxidy Mn (0,03). Mobilné obsahy sa porovnávali s aktívnym hliníkom stanoveným podľa Sokolova. Obsah aktívneho hliníka sa pohyboval v rozsahu 0,49 – 835,0 mg.kg⁻¹ v humusovom (A) horizonte (hĺbka 0 – 10 cm) (priemer bol 62,11 mg.kg⁻¹ a median 6,32 mg.kg⁻¹ v pôdnych vzorkách Pôdneho monitorovacieho systému Slovenska. Nameraná priemerná hodnota aktívneho hliníka v skupinách pôd bola od 2,40 mg.kg⁻¹ (skupina nekarbonátových čiernic) do 518,80 mg.kg⁻¹ (skupiny podzolov, litozemí a kyslých rankrov).

Kľúčové slová: hliník, selektívna sekvenčná extrakcia, aktívny hliník, obsah hliníka v pôdnych typoch

Abstract

A methodological process of selective sequential extraction according to Zeien and Brümmer has been used for key localities of Soil Monitoring System to evaluate bonds of Al. The aluminium content has decreased in the order (in % of total content): residual (83.20) > occluded on well crystalline Fe-oxide (9.85) > occluded on poorly crystalline Fe-oxide (5.34) > easily mobile (0.733) > organically bound (0.71) > mobile (0.134) > occluded on Mn-oxides (0.03). The mobile contents compared with active aluminium determined by Sokolov. Aluminium active content was in the range 0.49 – 835.0 mg.kg⁻¹ in humus (A) horizon (depth 0 – 10 cm) (average value was 62.11 mg.kg⁻¹ and median 6.32 mg.kg⁻¹) in soil samples of Soil Monitoring System of Slovakia. Measured average value of active aluminium in the soil groups was from 2.40 mg.kg⁻¹ (Mollic Fluvisols non-calcaric group) to (group Podzols, Lithic Leptosols and Skeleti-Dystric Leptosols).

Keywords: aluminium, selective sequential extraction, active aluminium, aluminium content in soil types

Úvod

V práci je uvedená celková distribúcia hliníka na vybratých kľúčových sondách ČMS-P a stav obsahu aktívneho hliníka na území Slovenska v rámci základných sond ČMS-P. Voľné kationy hliníka v pôde patria k významným faktorom obmedzujúcim rast kultúrnych plodín na pôdach so slabou kyslou až kyslou hodnotou pôdnej reakcie. K typickým príznakom hliníkovej toxicity patrí redukcia dĺžky koreňov spojená so znížením absorpcie živín a vody, odumieranie koreňového meristému, redukcia príjmu vápnika a horčíka vplyvom kompetitívnej inhibície, redukcia príjmu dusíka ako aj zníženie metabolismu železa inhibíciou redukcie trojmocného železa na dvojmocné [Kaniarska 2000]. Rozpustnosť rôznych foriem hliníka je primárne podmienená hodnotami pôdnej reakcie [Kozák, Borůvka 1998], pričom dominantnou toxickou formou hliníka je aktívny hliník, t.j. voľné kationy Al³⁺ a hydrolytické ióny hliníka Al(H₂O)₆³⁺. S rastúcou hodnotou pH sa strácajú H₂O skupiny a vzniká hydroxid hlinitý, ktorý je potenciálne nerozpustný.

Materiál a metóda

Ako materiál sme použili pôdne vzorky základnej siete Čiastkového monitorovacieho systému – pôda (odberový rok 1993, 1997) z 312 monitorovacích lokalít zaradených v jednotlivých skupinách pôd, v prípade orných pôd (OP) z hĺbok 0 – 10 cm a 35 – 45 cm, v prípade trvalých trávnych porastov (TTP) 0 – 10 cm, 20 – 30 cm a 35 – 45 cm. V získaných vzorkách bola stanovená výmenná pôdna reakcia (roztokom neutrálnej soli KCl) potenciometricky [Fiala a kol. 1999]. Vo vzorkách s hodnotou pH v KCl nižšou ako 6 bol stanovený aktívny Al podľa Sokolova [Fiala a kol. 1999]. V odberovom roku 1993 bol aktívny hliník stanovený len vo vzorkách odobratých z hĺbky 0 – 10 cm. Na vybratých kľúčových lokalitách bola stanovená celková distribúcia hliníka v pôde selektívnou sekvenčnou extrakciou podľa Zeiena a Brümmera [1989].

Výsledky a diskusia

Distribúciu hliníka na vybratých kľúčových lokalitách v kontexte s hodnotou p výmennej pôdnej reakcie a hodnotou aktívneho hliníka stanoveného podľa Sokolova znázorňuje tab. 1.

Tabuľka 1 Distribúcia hliníka na vybratých kľúčových lokalitách

Kľúčová lokalita	pH v KCl	obsah hliníka v mg/kg							
		aktívny podľa Sokolova	distribúcia hliníka podľa Zeiena a Brümmera						
			I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.
Voderady ČMm	7,55	–	2,75	16,80	7,00	92,60	724,50	1 414,60	13 615,00
Macov ČAm	7,48	–	2,75	13,10	4,00	152,60	466,90	1 156,50	8 865,00
Toploľníky FM ^c	7,35	–	1,25	2,30	0,05	42,40	673,10	1 380,80	10 870,00
Dvorníky Fma	6,51	–	7,75	1,88	5,50	96,80	780,50	1 343,30	15 390,00
Stakčín PG	5,53	1,85	2,00	3,00	4,50	63,00	846,00	1 728,00	13 635,00
Malanta HMm	5,15	3,53	3,25	2,60	1,50	114,80	679,10	1 768,50	14 125,00
Liesek PGm	4,57	3,68	3,25	4,50	7,50	118,50	1 069,90	1 287,90	12 485,00
Nacina Ves FM _G	5,04	1,80	3,00	7,50	3,50	102,80	1 015,50	2 080,50	20 560,00
Raková KMm	4,34	11,90	12,75	7,50	10,50	170,60	1 007,60	1 386,00	8 790,00

I. – mobilný, II. – ľahko mobilizovateľný, III. – viazaný na oxidy Mn, IV. – viazaný na org. hmotu, V. – viazaný amorfnými oxidmi Fe, VI. – viazaný kryštalizovanými oxidmi Fe, VII. – reziduálny

Distribúcia hliníka v jednotlivých frakciách v % celkového obsahu klesá v poradí: reziduálny (83,20) > viazaný kryštalizovanými oxidmi Fe (9,85) > viazaný amorfnými oxidmi Fe (5,34) > ľahko mobilizovateľný (0,733) > viazaný na organickú hmotu (0,71) > mobilný (0,134) > viazaný na oxidy Mn (0,03). Obsah hliníka v mobilnej frakcii stúpa s klesajúcou hodnotou pôdnej reakcie, v prípade obsahu hliníka v ľahko mobilizovateľnej frakcii je tento trend opačný, karbonáty v pôde sa podieľajú na väzbe hliníka v tejto frakcii. Mobilný obsah hliníka, priamo prístupný pre rastliny, je porovnateľný s obsahom aktívneho hliníka stanoveného podľa Sokolova v pôdach s hodnotou pH v KCl nižšou ako 6. Dominantnou toxickou formou hliníka v pôdach s hodnotou pH v KCl nižšou ako 6 je teda aktívny hliník, tj. voľné kationy Al^{3+} a hydrolytické ióny hliníka $Al(H_2O)_6^{3+}$. Aktuálny stav aktívneho hliníka v pôdach Slovenska, formu hliníka, ktorej treba venovať maximálnu pozornosť vzhľadom na bio-prístupnosť, zobrazuje tabuľka 2.

Tabuľka 2 Štatistická distribúcia aktívneho hliníka v orných pôdach (OP) a trvalých trávnych porastoch (TTP) (rok 1997)

pôdny typ	hĺbka pôdy v cm	Aktívny hliník v mg/kg				
		priemer	medián	minimum	maximum	pH v KCl
Trvalé trávne porasty	0 – 10	109,30	26,10	0,90	835,00	4,50
	20 – 30	102,06	26,50	0,90	560,80	4,61
	35 – 45	89,30	32,40	0,90	416,50	4,59
Orné pôdy	0 – 10	14,90	3,60	0,49	234,10	5,56
	35 – 45	23,40	4,50	0,45	374,80	5,84

Rozdiely v priemerných hodnotách ako aj v mediánoch medzi OP a TTP sú ovplyvnené materským substrátom, jeho kyslosťou či zásaditosťou, (čo sa odráža aj v obsahu aktívneho hliníka v hlbších horizontoch), hlavne v hĺbke 0 – 10 cm sa pridáva aj vplyv antropogénnych činiteľov ako sú obrábanie pôdy, aplikácia hnojív, vplyv emisných zložiek atmosféry ako aj spôsob využívania pôdy. Pozornosť je potrebné zamerať na vysoké maximálne hodnoty aktívneho hliníka stanovené na orných pôdach (234,1 mg.kg⁻¹), ktoré môžu výrazne inhibovať vývin pestovaných kultúrnych plodín.

Priemerný obsah aktívneho hliníka v sledovaných skupinách pôd sa v roku 1997 pohyboval v rozsahu od 2,40 do 518,80 mg.kg⁻¹, najvyššia priemerná hodnota v hĺbke 0 – 10 cm 518,80 mg.kg⁻¹ bola stanovená v skupine pôd podzoly, rankre a litozeme, čo je v súlade s najnižšou priemernou hodnotou pôdnej reakcie v tejto skupine ako aj s nízkou nasýtenosťou bázami, kde dochádza k uvoľňovaniu hliníka z podložia a vzhľadom na slabú kondenzáciu organickej hmoty je hliník slabo sorbovaný a vyskytuje sa prevažne v aktívnej forme. Najnižšia priemerná hodnota bola nameraná v skupine pôd čiernice na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch a to 2,40 mg.kg⁻¹ (tab. 3A, 3B), v skupine pôd s humusovým horizontom s prevahou humínových kyselín, ktoré patria k významným sorbentom aktívneho hliníka [4]. Profilový priebeh aktívneho hliníka je v súlade s hodnotami pôdnej reakcie a odráža predovšetkým chemické zloženie materského substrátu.

Tabuľka 3A Štatistická distribúcia aktívneho hliníka v jednotlivých skupinách pôd využívaných ako trvalé trávne porasty (rok 1997)

pôdny typ	hĺbka pôdy v cm	Aktívny hliník v mg/kg				
		Trvalé trávne porasty				
		priemer	medián	minimum	maximum	pH v KCl
PZ	0 – 10	518,80	536,80	211,50	835,00	3,30
	20 – 30	347,70	307,63	153,63	560,80	3,54
	35 – 45	154,20	154,40	67,10	250,20	3,74
KM - 1	0 – 10	107,11	26,10	2,70	490,80	4,13
	20 – 30	63,40	13,91	1,80	442,40	3,52
	35 – 45	85,10	11,14	0,90	437,80	3,79
KM - 2	0 – 10	70,30	20,10	0,97	257,40	4,17
	20 – 30	127,90	33,85	1,03	532,40	3,56
	35 – 45	114,70	56,00	1,49	416,50	3,57
KM - 3	0 – 10	78,10	18,00	0,90	266,40	3,65
	20 – 30	49,20	22,25	3,60	148,80	3,90
	35 – 45	39,40	13,50	1,80	109,80	3,93
PG	0 – 10	9,83	8,10	0,90	38,70	5,00
	20 – 30	11,40	4,95	0,90	36,90	4,82
	35 – 45	0,74	4,55	0,31	1,89	4,44

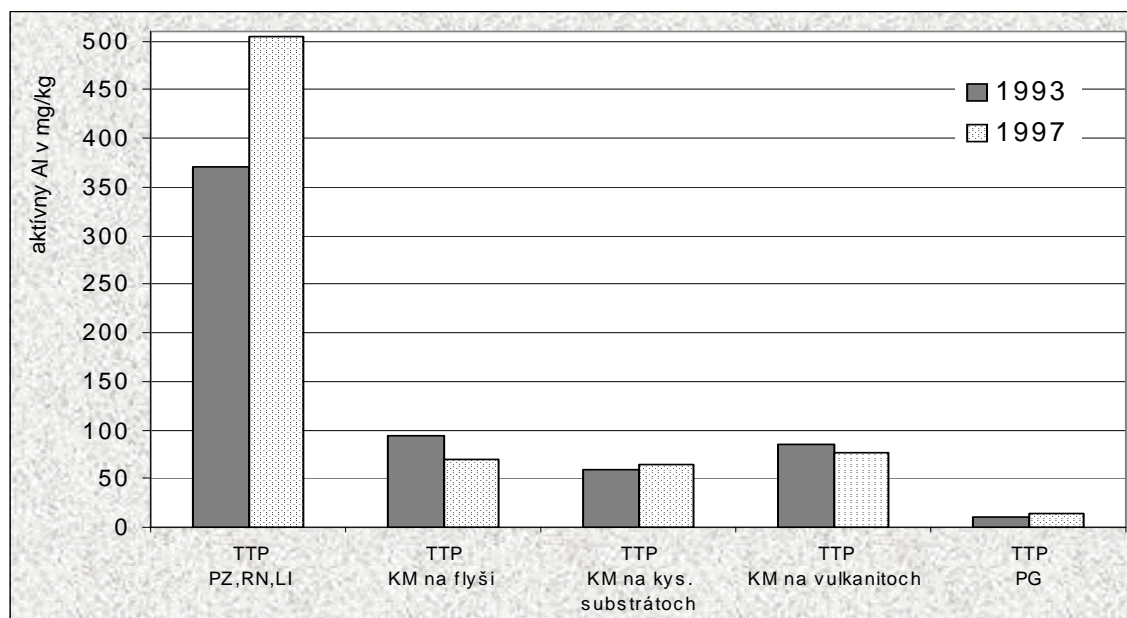
Tabuľka 3B Štatistická distribúcia aktívneho hliníka v jednotlivých skupinách pôd využívaných ako orné pôdy (rok 1997)

pôdny typ	hĺbka pôdy v cm	Aktívny hliník v mg/kg				
		Orné pôdy				
		priemer	medián	minimum	maximum	pH v KCl
KM - 1	0 – 10	5,20	4,41	3,60	12,32	4,92
	35 – 45	6,85	5,43	20,70	14,40	4,50
KM - 2	0 – 10	31,87	2,50	1,08	234,10	3,94
	35 – 45	11,96	2,07	0,52	73,45	4,13
PG	0 – 10	4,13	2,57	0,45	21,60	4,47
	35 – 45	28,49	3,60	0,49	238,10	3,81
FM	0 – 10	66,10	6,36	0,90	240,30	3,67
	35 – 45	60,50	9,79	0,45	179,10	3,73
HM	0 – 10	9,83	3,03	0,49	60,33	4,99
	35 – 45	39,47	2,70	0,90	374,80	4,52
ČA	0 – 10	2,4	2,32	0,98	3,6	5,06
	35 – 45	20,80	1,65	0,10	99,8	4,25

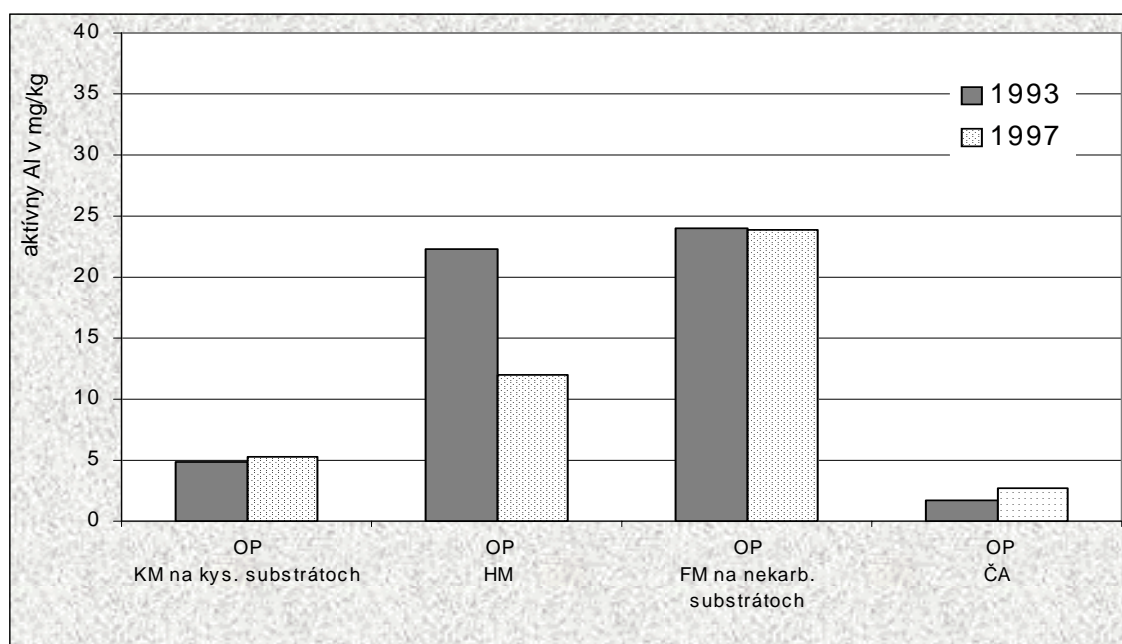
PZ – podzoly, rankre a litozeme, KM-1 – kambizeme na kyslých substrátoch, KM-2 – kambizeme na flyši, KM-3 – kambizeme na vulkanitoch, PG – pseudogleje na sprašových hlinách, FM – fluvizeme na nekarb. Substrátoch, HM – hnedozeme na sprašových hlinách, ČA – čiernice na nekarb. substrátoch

Z celkového počtu 11 sledovaných skupín pôd došlo v sledovaných rokoch 1993 a 1997 v 8 prípadoch k miernemu avšak štatisticky nepreukaznému zvýšeniu mediánu v sledovanom 5-ročnom období (obr. 1, 2). Tento trend je v súlade s vývojom obsahu aktívneho hliníka meraného na kľúčových lokalitách.

Obr. 1 Vývojové trendy aktívneho hliníka v jednotlivých skupinách pôd využívaných ako trvalé trávne porasty



Obr. 2 Vývojové trendy aktívneho hliníka v jednotlivých skupinách pôd využívaných orné pôdy



Záver

Celková distribúcia hliníka na kľúčových lokalitách v % celkového obsahu klesá v poradí: reziduálny (83,20) > viazaný kryštalizovanými oxidmi Fe (9,85) > viazaný amorfnými oxidmi Fe (5,34) > ľahko mobilizovateľný (0,733) > viazaný na org. hmotu (0,71) > mobilný (0,134) > viazaný na oxidy Mn (0,03). Stav aktívneho hliníka v odberovom cykle ČMS-P v roku 1997, v poľnohospodárskych pôdach SR, bol výrazne nižší v OP oproti TTP, čo je dôsledkom vzťahu medzi kvalitou pôdy a jej využívaním. Pozornosť je treba venovať predovšetkým relatívne vysokým priemerným hodnotám aktívneho hliníka stanoveným na orných pôdach ako aj maximálnym hodnotám stanoveným na orných pôdach, ktoré priamo korelujú s nižšou hodnotou pôdnej reakcie. Spomalenie vývoja rastlín ako aj vplyv na výživu rastlín, ktoré patria k hlavným symptómom hliníkovej toxicity sa teda netýkajú len TTP ale v nemalej miere aj OP s hodnotou pôdnej reakcie v slabo kyslej a kyslej oblasti, s nižšou kvantitou a kvalitou organickej hmoty, ktorým je potrebné v budúcnosti venovať zvýšenú pozornosť.

Literatúra

- FIALA, K. a kol., 1999: Záväzné metódy rozborov pôd – Čiastkového monitorovacieho systému – PÔDA. VÚPOP Bratislava, 142 s. ISBN 80-85361-55-8.
- KANIANSKA, R., 2000: Acidifikácia pôd vplyvom kyslých atmosférických polutantov. PEDODISERTATIONES, VÚPOP Bratislava, 96 s. ISBN 80-85361-73-6.
- KOZÁK, J. - BORŮVKA, L., 1998: Species of Al ions as related to some characteristics of both agricultural and forest soils of the Šumava region. Rostlinná výroba, 44, 1998 (9), s. 419 – 426.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. - KANIANSKA, R., 1996: Aktívny hliník a jeho súčasný stav v pôdach SR. Rostlinná výroba, 42, 1996 (7), s. 289 – 292.
- ZEIEN, H. - BRÜMMER, G. W., 1989: Chemische extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/I., s. 505 – 510.

**Využitie sorpčných vlastností humínových kyselín
pre environmentálne účely
Česko-slovenský projekt VTS, číslo 202/145**

**Use of Humic Acids Sorption Properties for Environmental Properties
Czech-Slovakian Project VTS, No. 202/145**

**Jarmila MAKOVNÍKOVÁ ¹⁾, Gabriela BARANČÍKOVÁ ²⁾, Mikuláš MADARAS ²⁾,
Martina KLUČÁKOVÁ ³⁾, Miloslav PEKAŘ ³⁾**

¹⁾ Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica,
SR, e-mail: makovnikova.vupop@isternet.sk

²⁾ Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Reimanova 1, 08 001 Prešov, SR,
e-mail: bar@vupop.sk

³⁾ Ústav fyzikální a spotřební chemie, Fakulta chemická, VUT Brno, ČR

Abstrakt

V predkladanej práci sú prezentované výsledky sorpcie Cd/Cu na rozdielnych maticiach (5 rôznych pôdnych typov, lignit a humínové kyseliny izolované z pôd a lignite). Metódou Spearmanovej korelačnej analýzy sorpcie Cd/Cu a vybraných pôdnych parametrov sme určili štatisticky významné korelácie medzi sorpciou Cd, hodnotami pH a obsahom mobilného Cd, medzi sorpciou Cu a obsahom a kvalitou organickej hmoty. Bola konštatovaná negatívna závislosť medzi sorpciou Cd/Cu a alifatickými štruktúrami humínových kyselín.

Kľúčové slová: pôdna sorpcia Cd, pôdna sorpcia Cu, humínová kyselina, lignit, korelačná analýza

Abstract

In this paper are presented results of Cd/Cu sorption onto different matrices (5 different soil types and lignite and humic acids isolated from soils and lignite). In the course of correlation analysis of Cd/Cu sorption and selected soil parameters we have determined statistically important interactions between Cd sorption and soil pH value and mobile Cd content, between Cu sorption and content and quality of organic matter. Negative dependence was determined between Cd/Cu sorption and aliphatic structures of humic acids.

Keywords: Cd sorption on soil, Cu sorption on soil, humic acid, lignite, correlation analysis

Úvod

Znečistenie životného prostredia anorganickými i organickými kontaminantmi predstavuje v súčasnosti vážnu environmentálnu hrozbu. Pôda, na rozdiel od vody a vzduchu, má schopnosť eliminovať kontamináty ich interakciou s anorganickými a organickými pôdnymi zložkami a tým znížiť ich horizontálny i vertikálny pohyb a zamedziť tak kontaminácii podzemných vôd i potravinového reťazca. Prirodzená samočistiaca schopnosť pôdy (natural attenuation) je v jednotlivých pôdnych typoch značne rozdielna. Kľúčovú úlohu pri eliminácii pôdnych kontaminantov zohráva množstvo a kvalita pôdnej organickej hmoty a v rámci nej hlavne humínové kyseliny (HK), ktoré sú schopné podieľať sa významnou mierou na dekontaminácii agroekosystému (Senesi, 1993, Zhang a kol., 1997). V dôsledku rozdielnej chemickej štruktúry HK v jednotlivých pôdnych typoch je aj ich sorpčná schopnosť značne rozdielna. HK, hlavne v orných pôdach, predstavujú iba nepatrné množstvo v porovnaní s ostatnými zložkami pôdy. Lignitová matrica však obsahuje viac ako desaťnásobné množstvo HK v porovnaní s poľnohospodársky využíva-

nými pôdami. V prípade porovnateľných sorpčných vlastností lignitických a pôdných HK by mohli byť HK izolované z lignitu nádejným sorbentom kontaminantov.

Cieľom spoločného slovensko-českého projektu je porovnať sorpčné vlastnosti HK izolovaných z rôznych pôdných typov s HK izolovanými z lignitu a posúdiť možnosti využitia humínových kyselín izolovaných z lignitu ako sorbentov ťažkých kovov v kontaminovaných zložkách životného prostredia.

Materiál a metóda

V prvom roku riešenia projektu boli na 5 vybraných pôdných typoch a z nich izolovaných humínových kyselínach (HK) realizované sorpčné a desorpčné experimenty s vybranými ťažkými kovmi (kadmium, meď) s rôznymi koncentráciami ťažkých kovov. Retenčné experimenty boli realizované aj na lignite a humínovej kyseline izolovanej z lignitu. Adsorpcia bola uskutočnená na katiónoch Cu^{2+} (ČR) a Cd^{2+} (SR). Desorpcia prebiehala podľa skrátenej sekvenčnej analýzy v dvoch krokoch, a to v prvej fáze s 1 M roztokom NH_4NO_3 , a v druhom kroku bol použitý 0,025 M roztok NH_4 - EDTA (Titriplex II). Úspešne bola aplikovaná modifikovaná metóda izolácie HK z pôdy na HK z lignitu (SR). V tejto práci sú uvedené niektoré čiastkové výsledky sorpcií a desorpcií pri vybraných koncentráciách v kontexte s parametrami pôdy a s parametrami humínových kyselín, ktoré boli izolované z pôd a lignitu.

Základné pedologické charakteristiky lokalít sú uvedené v tabuľke 1, distribúcia kadmia a medi v tabuľke 2.

Tabuľka 1 Základné pedologické charakteristiky vybraných vzoriek

Pôdny typ	Lokalita	pH v H_2O	pH v CaCl_2	Cox	Q^4	P v mg/kg (Egner)	K v mg/kg (Schsch.)	Nt v mg/kg
Fluvizem karbonátová	Topoľníky	7,91	7.89	0,97	3,73	52,10	71,20	1 421
Fluvizem glejová	Nacina Ves	5,86	5.46	1,43	4,83	25,80	247,40	1 968
Černozem karbonátová	Voderady	8,12	7.77	1,16	3,80	167,60	230,00	1 531
Hnedozem	Malanta	6,18	5.56	1,09	3,96	67,00	348,00	1 232
Kambizem modálna, var. kyslá	Raková	4,16	3.63	3,00	6,06	39,00	38,40	3 010

Tabuľka 2 Obsah vybraných ťažkých kovov na sledovaných lokalitách

Pôdny typ	Lokalita	Cd /Cu v mg/kg			
		Cd I. frakcia	Cd I. – IV. frakcia	Cd 2M HNO_3	Cd tot
Fluvizem karbonátová	Topoľníky	0,0040 0,549	0,156 7,538	0,164 11,72	0,200 17,57
Fluvizem glejová	Nacina Ves	0,0700 0,247	0,250 7,853	0,298 15,380	0,320 27,60
Černozem karbonátová	Voderady	0,0042 0,324	0,182 5,468	0,154 9,500	0,260 17,09
Hnedozem	Malanta	0,0140 0,204	0,169 5,816	0,152 9,480	0,220 18,52
Kambizem modálna, var. kyslá	Raková	0,0920 0,164	0,124 1,315	0,105 2,000	0,146 7,257

Čiastkové výsledky a diskusia

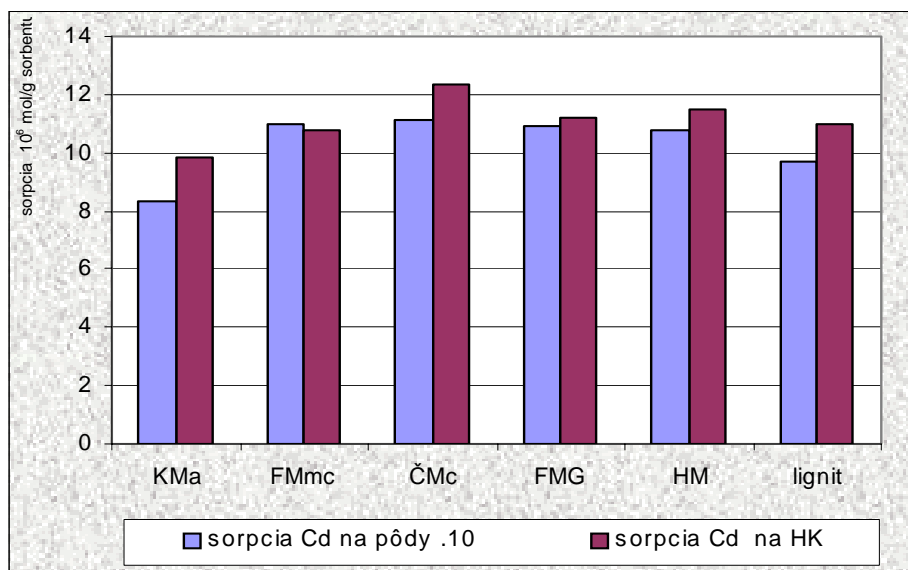
Pôdne vzorky zachytávajú širšiu škálu pôdných typov, ktoré sa líšia pôdnymi parametrami, potenciálne ovplyvňujúcimi distribúciu kadmia a medi v pôde, ako sú pôdna reakcia, obsah a kvalita

organickej hmoty, kationová výmenná kapacita, obsah prístupných makroživín a celkový obsah ťažkých kovov. Mobilná frakciu kadmia a medi (I. frakcia podľa Zeiena a Brummera) ako aj potenciálne prístupný obsah (I. až IV. frakcia podľa Zeiena a Brummera) modelujú aktuálny stav distribúcie kovov v pôdach pred sorpčnými experimentmi. Hodnoty parametrov izolovaných humínových kyselín z pôd a lignitu, ktoré môžu ovplyvňovať sorpciu a desorpciu kadmia a medi, charakterizuje tabuľka 3.

Tabuľka 3 Hodnoty elementárnej analýzy, optického parametra a vybrané parametre ^{13}C NMR spektier HK z pôdných vzoriek a lignitu

HK	Lokalita	Hodnoty * sú v atómových %, COOH v meq/g							
		C*	H*	N*	O*	COOH	E ^{1%} ₆	Calif (%)	Car(%)
Fluvizem karbonátová	Topoľníky	42,51	36,49	3,72	17,28	3,62	20,2	43,1	34,4
Fluvizem glejová	Nacina Ves	47,81	29,49	3,4	19,46	4,2	29,75	33,7	42,2
Černozem karbonátová	Voderady	42,62	36,12	3,09	18,17	3,1	17,3	41,8	37,2
Hnedozem	Malanta	39,96	40,72	3,25	16,08	2,52	9,1	46,9	32,8
Kambizem modálna, var. kyslá	Raková	38,5	43,1	3,6	16,65	2,76	11,5	48,57	28,99
lignit		51,06	28,8	1,1	19,04	4,45	28,7	34,7	44

Porovnanie adsorpcie kadmia na vybratých pôdných typoch a lignite a humínových kyselinách izolovaných z pôd a lignitu prepočítané na 1 g sorbentu je na **obr. 1**



Pri posudzovaní sorpčných schopností pôd ako aj humínových kyselín vo vzťahu k vybraným pôdnym parametrom a parametrom humínových kyselín sme vychádzali z tabuľky Spearmanových korelačných koeficientov (tab. 4A, 4B). Sorpcia/desorpcia sú uvedené v percentách sorbovaného /desorbovaného množstva kadmia prípadne medi. Štatisticky preukazné (preukaznosť na hladine $\alpha = 0,05$ je v prípade hodnoty korelačného koeficientu vyššej ako 0,70) závislosti determinujú pôdnu reakciu a už naviazaný obsah kadmia v mobilnej frakcii ako hlavné parametre, ovplyvňujúce sorpciou kadmia na pôdu. Selektivita kovu k sorbentom je rôzna v rôznych oblastiach pH, pričom sorpcia je vyššia v neutrálnej až slabo alkalickú oblasti, čo je na základe uvedených pedologických charakteristík (tab. 1) zrejme aj z obr. 1. Na dominantný vplyv pH na sorpciu pôdy poukázali viacerí autori (Christensen, 1989, Lee a kol., 1996). Sorpčná schopnosť lignitu je porovnateľná so sorpčnou schopnosťou fluvizeme glejovej. Sorpčná schopnosť humínových kyselín izolovaných z lignitu je porovnateľná so sorpčnou schopnosťou humínových kyselín izolovaných z karbonátových pôd.

Sila sorpčnej väzby ako aj stabilita vzniknutých komplexov charakterizovaná jednotlivými krokmi desorpcie je riadená pôdnou reakciou, obsahom mobilného kadmia v pôde ako aj obsahom prístupných makroživín. Na základe korelačných koeficientov môžeme konštatovať, že pôdy s hodnotou pH v neutrálnej až mierne alkalickú oblasti sorbujú vyššie percento kadmia ako pôdy s hodnotou pH v kyslej oblasti, pričom vyššie percento kadmia (ako naznačuje záporná korelácia medzi desorpciou mobilne viazaného kadmia a hodnotou pH) je sorbované v pevnejšej väzbe (karbonátmi, oxidmi Mn, organickou hmotou). Sila vzniknutých komplexov kadmia v pôdach s hodnotou pH v slabo kyslej až kyslej oblasti je nižšia, ide prevažne o mobilnú frakciu kadmia.

Sorpcia medi na pôdu nie je riadená hodnotou pôdnej reakcie, je závislá predovšetkým na obsahu a kvalite organickej hmoty v pôde (štatisticky preukazná korelácia s kvalitatívnym parametrom humusu, optickým kvocientom Q_4^6), ktorá je považovaná za hlavný sorbent tohto prvku v pôde (Zhang a kol., 1997, Santos a kol., 2002, Schalscha a kol. 1999, Makovníková 2000, Pospíšilová a kol. 2001) a od obsahu naviazaných makroživín. Desorpciu medi determinuje hodnota pôdnej reakcie spolu s obsahom medi v mobilnej a potenciálne mobilnej frakcii.

Tabuľka 4A Spearmanove koeficienty pre sorpciu Cd na pôdu (koncentrácia 5 mg/l)

parameter	Sorpcia		Desorpcia	
	%	NH ₄ NO ₃ v %	EDTA v %	Spolu v %
pH v CaCl ₂	0,87	-0,90	0,90	0,70
Cd (I. fra) mg/kg	-0,87	0,90	-0,90	-0,70
Cd (I. – IV. fra) mg/kg	0,67	-0,40	0,40	0,70
Cd (2M HNO ₃) mg/kg	0,66	-0,30	0,30	0,90
Cox v %	-0,62	0,70	-0,70	-0,60
Q ₄ /6	-0,50	0,66	-0,67	-0,46
P (Egner) mg/kg	0,41	-0,80	0,80	0,10

Tabuľka 4B Spearmanove koeficienty pre sorpciu Cu na pôdu (koncentrácia 0,20 mol/l)

parameter	Sorpcia		Desorpcia	
	%	NH ₄ NO ₃ v %	EDTA v %	Spolu v %
pH v CaCl ₂	0,60	0,50	0,70	0,70
Cu (I. fra) mg/kg	0,20	0,80	0,90	0,90
Cu (I. – IV. fra) mg/kg	-0,10	0,60	0,30	0,30
Cu (2M HNO ₃) mg/kg	-0,30	0,80	0,60	0,60
Cox v %	-0,80	-0,30	-0,40	-0,40
Q ₄ /6	-0,87	-0,10	-0,21	-0,21
P (Egner) mg/kg	0,70	-0,30	0,10	0,10

Vplyv parametrov humínových na sorpciu kadmia a medi determinuje tabuľka 5A, 5B.

Tabuľka 5A Spearmanove koeficienty pre sorpciu Cd na HK a lignit (koncentrácia 1,2 mg/l)

Parameter	Sorpcia		Desorpcia	
	%	NH ₄ NO ₃ v %	EDTA v %	Spolu v %
pH v CaCl ₂	0,67	-0,77	0,83	-0,31
HK/FK	0,75	-0,25	0,14	-0,71
E 1%/6	0,75	-0,42	0,71	-0,10
N	-0,24	-0,60	0,37	-0,10
C	0,75	0,10	0,42	0,10
H	-0,75	0,10	-0,43	0,10
O	0,40	-0,27	0,23	-0,21
calif	-0,90	0,31	-0,54	0,25
car	0,75	-0,10	0,42	0,10

Tabuľka 5B Spearmanove koeficienty pre sorpciu Cu na HK a lignit (koncentrácia 0,20 mol/l)

Parameter	Sorpcia		Desorpcia	
	%	NH ₄ NO ₃ v %	EDTA v %	Spolu v %
pH v CaCl ₂	0,30	0,37	0,43	0,60
HK/FK	0,49	-0,37	-0,31	-0,31
E 1%/6	0,54	-0,14	0,37	0,14
N	-0,71	0,83	0,77	0,94
C	0,83	-0,54	-0,14	-0,37
H	-0,83	0,54	0,14	0,37
O	0,29	-0,15	0,32	0,01
calif	-0,77	0,43	-0,10	0,14
car	0,83	-0,54	-0,14	-0,37

Parametre humínových kyselín výrazne ovplyvňujú sorpciu kovov na humínové kyseliny ako vyplýva aj z našich predchádzajúcich zistení (Barančíková a kol. 1997). Kladná, štatisticky preukázaná korelácia je medzi sorpciou kadmia a HK/FK, parametrom humifikácie E 1%/6, zo spektrálnej oblasti je to oblasť calif a car. Signifikantné korelácie boli zistené medzi sorpciou medi a elementárnym zložením HK. V prípade sorpcie Cd aj Cu bola zistená štatisticky preukazná záporná korelácia s alifatickými štruktúrami HK. Všetky uvedené korelácie potvrdzujú skutočnosť, že sorpcia kovov sa uskutočňuje predovšetkým na kvalitnú organickú hmotu s vysokým stupňom humifikácie.

Záver

Poznatky získané z experimentálneho merania retenčných charakteristík vybraných vzoriek pôdnych typov a lignitu ako aj sorpčné a desorpčné charakteristiky z nich izolovaných HK v kontexte s vybranými parametrami pôdy a parametrami humínových kyselín budú v ďalšom priebehu spoločného projektu využité na prípravu materiálových systémov – organo-minerálnych komplexov na báze prírodných komponentov, ktoré sa budú využívať ako alternatívna plošná metóda remediácie kontaminovaných zložiek životného prostredia.

Literatúra

- BARANČÍKOVÁ, G. - BREČKOVÁ, V. - DLUGOŠ., 1997: Retencia kadmia pôdami a humínovými kyselinami. Rost. Výroba 43, s. 107 – 112.
- CHRISTENSEN, T.H., 1989: Cadmium soil sorption at low concentrations. VIII. Correlation with soil parameters. Water Air Soil Pollut., 44, pp. 71 – 82.
- LEE, S. - ALLEN, H. - HUANG, C.P. - SPARKS, D. - SANDERS, P. - PEIJENBURG, W., 1996: Predicting Soil-Water Partition Coefficients for Cadmium. Environ. Sci. Technol., 30, pp. 3 418 – 3 424.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., 2000: Závislosti medzi vybranými pôdnymi parametrami a prístupným obsahom kadmia, olova, medi a zinku. Rostl. Výroba, 46, s. 289 – 296.
- POSPÍŠILOVÁ, L. - LAŠTINCOVÁ, J. - FIŠERA, M. - BRANŠTETEROVÁ, E., 2000: Quality of soil organic matter in Fluvi-Eutric Gleysol. Acta Univ. Agric. Silv. Mendel. Brun., 69, pp. 7 – 13.
- SCHALSCHA, E. B. - ESCUDERO, P. - SALDAGO, P. - AHUMADA, I., 1999: Chemical forms and sorption of copper and zinc in soils of Central Chile. Commun. Soil Sci. Pl. Anal., 30, pp. 497 – 507.
- SANTOS, A. - BELLIN, I.C. - CORBI, P.P. - CUIN, A. - ROSA, A.H. - DE OLIVIERA RESENDE, M.O. - ROCHA, J.C. - MELNIKOV, P., 2002: Complexation of metal ions by humic substances and α -amino acids. A comparative study. Humic Substances: Nature's most versatile materials. Proceedings, Boston, pp. 271 – 273.
- SENESE, N., 1993: Metal-humic substances complexes in the environment. Molecular and mechanistic aspects by multiple spectroscopic approach. In: Biogeochemistry of trace Metals (ed.D.C.Adriano), Lewis Publishers, Boca Raton. pp. 429 – 496.
- ZHANG, M. - ALVA, A.K. - LI, C. - CALVERT, D.V., 1997: Chemical association of Cu, Zn, Mn and Pb in selected sandy citrus soils. Soil Sci., 162, pp. 181 – 187.

Zhodnotenie vplyvu systému hospodárenia na vlastnosti pôd VSN

The Water Supply in the Soil Aeration Zone of Heavy Soils on the East Slovakian Lowland and its Courses

Rastislav MATI – Božena ŠOLTYSOVÁ – Dana KOTOROVÁ

Oblasťný výskumný ústav agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, SR

e-mail: ovua@minet.sk

Abstrakt

Vývoj vo využívaní pôdneho fondu na Východoslovenskej nížine (VSN) výhľadovo smeruje k zníženiu výmery ornej pôdy a k zvýšeniu rozlohy trvalých trávnych porastov. Pre zachovanie úrodnosti pôdy, výhľadovo ornej, je potrebné realizovať nielen cielenú výživu, ale aj neinvestičné zúrodňovacie opatrenia – melioračné vápnenie, podrytie, pravidelný prísun organických hmôt. Pokračujúca pasívna bilancia prístupných živín (P, K) a zhoršenie pôdnej reakcie svedčí o znižovaní pôdnej úrodnosti a celkovom znížení výkonnosti rastlinnej výroby na VSN. Vysoké hodnoty merného odporu už v ornici naznačujú, že zhoršovanie fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností ťažkých pôd VSN môže byť prekážkou uplatňovania energeticky výhodných pôdoochranných technológií.

Kľúčové slová: Východoslovenská nížina, pôdna úrodnosť, výživa rastlín, neinvestičné zúrodňovacie opatrenia, merný odpor pôdy

Abstract

In future on the East-Slovakian Lowland acreage of arable land will lower and area of perennial grasses will higher. Rational plant nutrition and realization of no-investment fertilizing arrangements (liming, subsoiling, input of organic matter to soil) are very important for conservation of soil fertility. In soil of East-Slovakian Lowland contents of available phosphorus and potassium decrease, soil reaction is most acid and follows increase of soil fertility and overall decrease of plant production efficiency. In topsoil high values of penetration resistance were determined and indicate negative changes of soil physical and hydro-physical properties. These negative changes may be obstacle for using of energy advantageous soil protective technologies.

Keywords: East-Slovakian Lowland, soil fertility, plant nutrition, non-investment fertilizing arrangements, soil penetration resistance

Úvod

Pôda vo vzťahu k poľným plodinám vystupuje ako prostredie, ktoré zabezpečuje zakoreňovanie rastlín a dostatočný prísun vody a látok minerálnej výživy ku koreňom pestovaných plodín. Zároveň je však potrebné poznamenať, že pôda, ktorá vzniká zvetrávaním materských hornín sa vyznačuje celým súborom fyzikálnych, chemických a biologických vlastností, ktoré sú vo vzájomnej interakcii.

Východoslovenská nížina (VSN) je zaradovaná medzi poľnohospodársky vysoko produkčné oblasti Slovenskej republiky. Svojou rozlohou cca 200 tis. ha predstavuje rozsiahle územie, ktoré je, aj napriek svojim špecifickým pôdnym a klimatickým podmienkam, intenzívne poľnohospodársky využívané. Vysoké zastúpenie ťažkých a veľmi ťažkých pôd, ktoré sa striedajú na krátkych vzdialenostiach, výrazne sťažuje hospodárenie na pôde a zvyšuje predovšetkým materiálovú náročnosť produkčného procesu. Pôdy s vyšším obsahom ílovitých častíc, teda ťažké pôdy, si vyžadujú diferencovaný

prístup pri ich obrábaní, sú náchylnejšie na negatívne zmeny ich základných vlastností a produkčný proces si vyžaduje viac energie, než na stredných a ľahkých pôdach.

Materiál a metódy

Podklady boli získané z dostupných štatistických materiálov, z podkladov o vybraných poľnohospodárskych subjektoch z okresov Michalovce, Sobrance a Trebišov, rôznych ďalších materiálov, správ a hodnotení poskytnutých Regionálnymi odbormi Ministerstva pôdohospodárstva v Michalovciach a Trebišove.

Chemické vlastnosti pôdy boli posudzované podľa výsledkov X. cyklu agrochemického skúšania pôd v rokoch 1995 – 1999. Merný odpor pôdy bol zisťovaný priamym meraním v konkrétnom poľnohospodárskom podniku. Meranie sa robilo pomocou penetrometrickej mechanickej sondy, ktorej hrot môže dosiahnuť do hĺbky 0,60 m v prípade, že pôda nie je zhutnená. Namerané hodnoty boli posudzované podľa Šimona – Lhotského a kol. (1989), ktorí v monografii Zpracování a zúrodňování půd uvádzajú kritické hodnoty pre všetky druhy pôd. Za dôležitý považujú momentálny vlhkosťový stav pôdy. Pre ílovité až ílovito-hlinité pôdy udávajú autori kritické hodnoty merného odporu 3,2 – 3,7 MPa, pri 24 – 20 % vlhkosti, pre hlinité pôdy 3,8 – 4,2 MPa pri 18 – 16 % vlhkosti.

Výsledky a diskusia

Pôdna úrodnosť je ovplyvňovaná minerálnou silou pôdy, pôdnou reakciou, sorpčnou kapacitou, obsahom výmenných kationtov, množstvom a kvalitou humusu. Všetky faktory pôdnej úrodnosti sú úzko spojené a od seba závislé, takže zmena ktoréhokoľvek z nich vyvoláva zmenu v celom komplexe. Prirodzená úrodnosť pôdy sa formovala vývojom pôdy v prirodzených podmienkach iba pôsobením pôdotvorných činiteľov, bez ovplyvňovania človekom. Výsledkom cieľavedomej ľudskej činnosti, ku ktorej patrí obrábanie, hnojenie, oševné postupy, meliorácie a iné zásahy človeka do pôdy je kultúrna úrodnosť pôdy. V dôsledku dlhodobého hospodárenia na pôde je väčšina pôd Slovenskej republiky na vysokom stupni skultúrnienia. Toto vysoké skultúrnienie pôdy sa týka aj Východoslovenskej nížiny.

Základným predpokladom efektívneho rozvoja poľnohospodárskej výroby a zároveň aj jej trvalej udržateľnosti na VSN je dôsledne realizovanie racionálneho využívania produkčného potenciálu pôd a územných celkov tak, ako to vyplýva zo štruktúry typologicko-produkčných kategórií (tabuľka 1).

Tabuľka 1 Štruktúra typologicko-produkčných kategórií poľnohospodárskych pôd (p. p.) na VSN

Typologicko-produkčná kategória	Výmera (ha)	Poľnohospodárska pôda (%)
potenciálne orné pôdy	109 796	54,7
striedavé polia	53 510	26,6
trvalé trávne porasty	37 373	18,6
územia nevhodné pre agrosystémy	109	0,1
spolu	200 788	100,0

Pred rokom 1980 sa v dôsledku rozsiahlej hydromelioračnej výstavby na VSN významne zvyšovala výmera ornej pôdy. Vývoj v štruktúre pôdneho fondu po roku 1980 však smeruje k zníženiu podielu ornej pôdy a zvýšeniu trvalých trávnych porastov na celkovej výmere poľnohospodárskej pôdy. V súčasnej dobe tento trend je v súlade s typologicko-produkčnou kategorizáciou poľnohospodárskej pôdy na VSN i zámermi rozvoja poľnohospodárstva v tejto oblasti do roku 2005. V tabuľke 2 je uvedený dlhodobý vývoj vo využívaní poľnohospodárskeho pôdneho fondu.

Pôdne pomery VSN zodpovedajú zložitým geologickým pomerom, ktoré spôsobujú veľkú pôdnu heterogenitu. Z pohľadu zrnitostného zloženia sa na jej území vyskytuje 3,2 % ľahkých pôd, 54,1 % stredne ťažkých, 22,1 % ťažkých a 20,6 % veľmi ťažkých pôd. Veľmi nepriaznivé vlastnosti pri poľnohospodárskom využívaní majú hlavne ílovité pôdy a íly. Až 65 % poľnohospodárskych pôd VSN tvoria pôdy s glejovými procesmi (Vilček, 1998).

V súvislosti so zachovaním dosiahnutého stupňa kvality pôdy a pôdnej úrodnosti vystupuje do popredia realizácia neinvestičných zúrodňovacích opatrení, ktorých potreba v krajinnom priestore Východoslovenskej nížiny je daná predovšetkým špecifickými pôdnymi pomermi. V sledovanom období sa v poľnohospodárskych subjektoch na VSN v zmysle štátnej dotačnej politiky realizovalo melioračné vápnenie, hĺbkové podrývanie, zatravnovanie a obnova trvalých trávnych porastov, zúrodnenie

pôdy zvýšením obsahu organických látok. Prehľad o výmere poľnohospodárskej pôdy, na ktorej sa v rokoch 2000 – 2002 realizovali zúrodňovacie opatrenia je uvedený v tabuľke 3.

Tabuľka 2 Dlhodobé využitie poľnohospodárskeho pôdneho fondu na VSN (ha, %) a výhľad do roku 2005

Rok	Poľnohospodárska kultúra					
	Orná pôda	Vinice	Záhradky	Sady	Trvalé trávne porasty	Poľnohospodárska pôda
1946	138 798 65,8	956 0,5	1 471 0,7	– –	69 744 33,0	210 969 100,0
1980	152 259 75,1	3 582 1,8	6 000 3,0	2 023 1,0	38 683 19,1	202 347 100,0
1989	143 532 71,2	3 097 1,5	8 652 4,3	1 408 0,7	44 974 22,3	201 663 100,0
1998	138 344 68,9	2 681 1,3	7 600 3,8	1 124 0,6	51 029 25,4	200 788 100,0
1999	138 294 68,9	2 597 1,3	7 591 3,8	1 239 0,6	51 089 25,4	200 810 100,0
2001	135 321 67,8	2 590 1,3	7 562 3,8	1 346 0,7	52 794 26,4	199 613 100,0
2005	122 980 62,8	2 515 1,3	7 596 3,8	1 250 0,6	64 781 32,5	199 122 100,0

Tabuľka 3 Skutočný rozsah neinvestičných zúrodňovacích opatrení na VSN (ha)

Rok	Melioračné vápnenie	Hĺbkové podryvanie	Zatrávnenie	Obnova trvalých trávnych porastov	Zvýšenie obsahu organických látok
2000	4 494	10 942	1 640	1 227	142
2001	8 620	389	2 097	5 833	383
2002	819	227	913	1 234	930
celkom	13 933	11 558	4 650	8 294	1 455

Chemické vlastnosti pôdy patria medzi základné ukazovatele starostlivosti o pôdny fond. Obsahy základných prístupných živín (fosfor, draslík) a pôdna reakcia patria k základným ukazovateľom, ktoré sa hodnotia v rámci agrochemického skúšania pôd (ASP). V tabuľke 4 je uvedené porovnanie vývoja v zásobách pôdných živín medzi IX. a X. cyklom ASP.

Tabuľka 4 Vývoj zastúpenia kategórií (%) agrochemických ukazovateľov na VSN

Okres	pH			P			K		
	K	SLK	N	N	S	D	N	S	D
	IX. cyklus ASP								
MI	19,8	32,9	36,0	36,1	36,9	27,0	14,1	31,0	54,9
TV	14,8	29,7	45,0	24,7	33,8	41,5	12,0	25,9	62,1
SO	–	–	–	–	–	–	–	–	–
VSN	17,1	31,2	40,8	30,0	35,3	34,7	13,0	28,3	58,7
SR	13,8	24,4	40,4	11,9	38,0	50,1	8,3	25,3	66,4
X. cyklus ASP									
MI	16,0	44,1	32,6	48,0	36,0	16,0	15,8	35,4	48,8
TV	13,4	39,9	35,7	28,6	37,5	33,8	13,6	29,3	57,1
SO	25,2	50,9	22,2	41,9	38,4	19,7	24,0	44,9	31,1
VSN	16,1	43,2	32,6	38,1	37,1	24,9	16,0	34,0	50,2
SR	12,3	31,5	34,6	19,6	42,1	38,3	10,8	31,3	57,9
Rozdiel VSN	-1,0	+12,0	-8,2	+8,1	+1,8	-9,8	+3,0	+5,7	-8,5
SR	-1,5	+7,1	-5,8	+7,7	+4,1	-11,8	+2,5	+6,0	-8,5

Ako vyplýva z prezentovaných výsledkov, celkovo sa zvýšil podiel slabo kyslých pôd (12,0 %), pričom sa o 8,2 % znížil podiel pôd s neutrálnou pôdnou reakciou.

Pri obsahu prístupného fosforu sa znižuje výmera pôd s dobrými obsahmi a zvyšuje sa zastúpenie pôd s nižšími obsahmi. V porovnaní so Slovenskom sa na VSN prehĺbil rozdiel v kategórii so stredným obsahom fosforu z 2,7 % na 5 % v neprospech VSN. Podobný trend bol zaznamenaný aj pri prístupnom draslíku. Zastúpenie pôd s dobrými obsahmi sa znížilo z 58,7 % (IX. cyklus ASP) na 50,2 % (X. cyklus ASP).

V budúcom období, v dôsledku nesystémového prístupu k vápneniu, racionalizácii a optimalizácii výživy a hnojenia rastlín, sa podľa všetkého ešte viac prejaví negatívne trendy s negatívnymi dôsledkami na zvýšenú citlivosť poľnohospodárskej sústavy na poveternostné podmienky a pestovateľský systém, zníženú konkurenčnú schopnosť kultúrnych plodín voči burinám a zníženú odolnosť voči chorobám a škodcom predovšetkým pri uplatnení bezorbových systémov.

V poslednom období v súvislosti so značným nárastom cien vstupov do pestovateľského procesu sa obmedzujú, resp. úplne vynechávajú agrotechnické zásahy náročné na energiu a materiálové náklady. Následne sa to prejavuje v zhoršovaní fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdneho prostredia a znižuje sa pôdna úrodnosť. V tejto súvislosti sa veľmi vážnym problémom stáva zhutňovanie pôdy. K prirodzeným príčinám zhutňovania pôd VSN zaraďujeme vysoký podiel ťažkých pôd s vysokým obsahom ílovitých častíc, dlhotrvajúce zamokrenie spôsobené popri pôdnych vlastnostiach aj orografickými pomermi, veľký rozsah terénnych makro- a mikrodepresíí, nedostatočný prísun organickej hmoty do pôdy a nízky obsah humusu.

V súvislosti s realizáciou zúrodňovacích opatrení boli vykonané merania merného odporu pôdy v poľnohospodárskych subjektoch na celkovej výmere 11 848 ha v okresoch Trebišov (7 477 ha), Michalovce (3 708 ha) a Sobrance (663 ha). Podľa bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek sa jednalo o stredne ťažké, ťažké až veľmi ťažké fluvizeme, ťažké až veľmi ťažké fluvizeme glejové, luvizeme až luvizeme pseudoglejové, stredne ťažké hnedozeme typické až hnedozeme luvizemné a pseudoglejové. V tabuľke 5 sú uvedené priemerné hodnoty merného odporu namerané v jarnom období za vhodných vlhových pomerov v pôde.

Tabuľka 5 Priemerný merný odpor pôdy (MPa)

P. č. subjektu	Výmera (ha)	Hĺbka (m)								
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45
1.	1 762	1,29	2,12	3,07	4,05	4,84	5,26	5,34	–	–
2.	2 099	1,89	2,44	3,58	4,79	5,23	5,44	5,83	–	–
3.	744	2,33	2,88	3,31	3,76	4,04	4,28	4,56	4,77	5,02
4.	1 477	2,96	3,60	3,98	4,35	4,82	5,07	5,28	5,48	6,00
5.	684	1,65	2,18	2,89	3,75	4,79	5,32	5,51	5,60	–
6.	257	1,44	2,06	2,86	3,84	4,44	5,10	5,48	5,60	–
7.	454	1,27	2,20	3,27	4,20	5,00	5,30	5,40	–	–
8.	611	1,51	2,11	2,90	3,74	4,59	5,24	5,81	6,00	–
9.	617	1,40	2,09	2,88	3,72	4,31	4,87	5,11	5,33	6,00
10.	309	2,89	3,54	4,36	4,80	5,47	6,00	–	–	–
11.	1 064	3,31	3,87	4,09	4,49	4,82	5,00	5,40	6,00	–
12.	388	1,40	1,89	2,41	2,85	3,44	3,90	4,27	–	–
13.	719	1,38	1,83	2,66	3,18	3,75	4,56	5,28	5,62	–
14.	175	1,58	2,48	2,93	3,38	4,10	4,30	4,43	4,50	–
15.	138	2,00	2,80	3,05	3,85	4,00	4,45	–	–	–
16.	350	1,18	1,54	2,41	3,23	3,93	4,64	4,92	5,45	–
spolu	11 848									

Namerané hodnoty merného odporu podstatne prevyšujú kritické hodnoty škodlivého zhutnenia, ktoré je pre ílovito-hlinité až ílovito-hlinité pôdy 3,2 – 3,7 MPa. Veľmi dôležité však je, že takéto hodnoty boli namerané už v hĺbke 0,10 – 0,20 m, teda v ornici a v hĺbke 0,30 m sa vyskytla aj hodnota 6,00 MPa. V podornici (0,34 – 0,45 m) sa merný odpor pôdy pohyboval v intervale 4,27 – 6,00 MPa. Hlbšie do pôdneho profilu penetrometrická sonda neprenikla, čo svedčí o zhutnení v hĺbke pod 0,45 m.

Pre udržanie dosiahnutého stupňa pôdnej úrodnosti a celkové zlepšenie základných vlastností ťažkých pôd na VSN je potrebné naďalej realizovať zúrodňovacie opatrenia neinvestičného charakteru. Len v prípade zabezpečenia pravidelného prísunu organickej hmoty do pôdy, melioračného

vápnenia a podrývania sa výhľadovo budú môcť vo väčšej miere uplatňovať aj minimalizačné či bezorbové technológie bez rizika znižovania úrodnosti pôdy.

Záver

Vývoj vo využívaní pôdneho fondu na Východoslovenskej nížine výhľadovo smeruje k zníženiu výmery ornej pôdy a k zvýšeniu rozlohy trvalých trávnych porastov.

Pre zachovanie úrodnosti pôdy, výhľadovo ornej, je potrebné realizovať nielen cielenú výživu, ale aj neinvestičné zúrodňovacie opatrenia – melioračné vápnenie, podrývanie, pravidelný prísun organických hmôt.

Pokračujúca pasívna bilancia prístupných živín (P, K) a zhoršenie pôdnej reakcie svedčí o znižovaní pôdnej úrodnosti a celkovom znížení výkonnosti rastlinnej výroby na VSN. Z porovnania VSN a SR sa prehlbujú rozdiely v kategóriách s nepriaznivejšími agrochemickými parametrami v neprospech VSN.

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

Literatúra

- KOTVAS, F. a kol., 2000: Výsledky agrochemického skúšania pôd na Slovensku v rokoch 1995 – 1999. 1. vyd. Bratislava: ÚKSÚP, 2000. 100 s. ISBN 80-8536-82-5.
- ŠIMON, J. - LHOTSKÝ, J. et al., 1989: Zpracování a zúrodňování půd. 1. vyd. Praha: SZN, 1989. 320 s.
- VILČEK, J., 1998: Interpretácia bonitácie pôd na Východoslovenskej nížine. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. Michalovce, OVÚA, 1998. s. 207 – 212.

Chod zásob vody v zóne aerácie ťažkých pôd na Východoslovenskej nížine

The Water Supply in the Soil Aeration Zone of Heavy Soils on the East Slovakian Lowland and its Courses

Rastislav MATI ¹⁾ - Jozef IVANČO ²⁾ - Dana PAVELKOVÁ ²⁾

¹⁾ Oblastný výskumný ústav agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, SR,
e-mail: ovua@minet.sk

²⁾ Ústav hydrológie SAV Bratislava, Výskumná hydrologická základňa, Hollého 42,
071 01 Michalovce, SR, e-mail: uhsav@ke.psg.sk

Abstrakt

V príspevku sú hodnotené výsledky monitoringu integrálneho pohybu zásoby vody v pôdnom profile v zóne aerácie o hrúbke 0,80 m v období 1999 – 2002. Monitoring bol vykonaný na ťažkých pôdach (fluvizeme glejové) na Východoslovenskej nížine. Získané výsledky poskytujú široké možnosti rozpracovania viacúčelových informácií matematickej simulácie vodného režimu.

Kľúčové slová: zásoba vody, zóna aerácie, ťažké pôdy

Abstract

In the contribution are evaluated the results of the monitoring of integral movement of the water supply in the soil profile in the zone of aeration with the thickness 0.80 m in 1999 – 2002. The monitoring was performed in the heavy soils (fluvi-eutric Gleysol) on the East Slovakian Lowland. The achieved results provide the extensive possibilities of their elaboration to information for the various purposes of the mathematical simulation of the water regime.

Keywords: water supply, zone of aeration, heavy soils

Úvod

Východoslovenská nížina (VSN) je charakteristická zložitými hydrogeologickými a hydrologickými pomermi, ktoré spôsobujú veľkú pôdnu heterogenitu a to ako z hľadiska druhového, tak aj typologického (Bedrna a kol., 1989). Svojimi pôdno-klimatickými podmienkami predstavuje špecifické územie, ktoré má charakter typickej poľnohospodárskej krajiny (Vilček, 1998). Dlhodobým pôsobením nielen podzemnej, ale aj povrchovej vody vznikli najmä na veľmi ťažkých aluviálnych sedimentoch fluvizeme glejové a čiernice glejové s nepriaznivými fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami. Podľa Vilčeka (1998) sa na území VSN nachádza 209 518 ha poľnohospodárskej pôdy.

Zrnitostné zloženie je nasledovné: 54,1 % poľnohospodárskej pôdy VSN (113 338 ha) zaberajú stredne ťažké pôdy a 42,7 % pôdy ťažké a veľmi ťažké (89 457 ha). Ľahké pôdy na VSN sú iba na výmere 6 723 ha (3,2 %).

Jedným z rozhodujúcich a limitujúcich faktorov produkčnej schopnosti pôd VSN je ich vodný režim a to tak z hľadiska prebytku ako aj nedostatku vody. Tento je práve najvýraznejšie podmienený zrnitostným zložením pôd (Gomboš, Tall, 2001; Mati a kol. 2002).

Zásoba vody v pôdnom profile a jej chod v zóne aerácie nezávisí len od rozdelenia zrážok v priebehu roka, resp. vegetačného obdobia, ale aj od fyzikálneho stavu vlastného pôdneho profilu. Pre optimálny priebeh produkčného procesu je preto dôležitá vyváženosť všetkých zložiek pôdneho prostredia a okolitého prostredia. Pri hospodárení s vodou ide najmä o schopnosť pôdy zadržať vodu, umožňovať jej pohyb v pôde a v potrebnom množstve a čase zásobovať rastliny vodou.

Pre vyhodnotenie zásob vody v zóne aerácie pôdy je objektívnou metódou ich priamy monitoring, ktorým sa získavajú údaje o obsahu vody vo vertikálnom smere zóny aerácie pôdy, ktoré sa spracúvajú na informácie slúžiace rôznym aspektom (pre hodnotenie zásob vody ako zdroja pre rastlinstvo, pre aplikáciu geografickej klasifikácie zásob vody v regióne a pod.). Získané výsledky podávajú informáciu o vývojovej tendencii integrálneho obsahu vody v zóne aerácie pôdy a slúžia aj pre účely matematického modelovania vodného režimu pôd (Šútor, 2000; Majerčák, Novák, 1994, Šimůnek a kol., 1997).

Materiál a metóda

Zásoba pôdnej vody v zóne aerácie ťažkých pôd bola monitorovaná v rokoch 1999 – 2002 na experimentálnom pracovisku Oblastného výskumného ústavu agroekológie Michalovce v Milhostove (okres Trebišov). Vybraná lokalita reprezentuje fluvizeme glejové. Chod zásob pôdnej vody bol sledovaný na 10-tich honoch, na ktorých boli podľa schválenej metodiky pestované rôzne poľnohospodárske plodiny. Odber pôdných vzoriek bol robený vo vegetačnom období v 14-dňových intervaloch.

Meteorologické údaje (atmosferické zrážky, priemerné teploty vzduchu) pre túto lokalitu boli získané z SHMÚ Bratislava, regionálne pracovisko Košice a sú za vegetačné obdobie vizualizované na obr. 1.

Pri hodnotení klimatických faktorov v rokoch 1999 – 2002 (atmosferické zrážky, teplota vzduchu) bol využitý hydrotermický koeficient podľa Seljaninova (In. Jůva, 1959; Benetin a kol., 1979). Vychádza sa pri tom zo vzťahu:

$$H_k = \frac{\sum R}{0,1 \cdot TS_{10}} \quad (1)$$

kde H_k – hydrotermický koeficient
 $\sum R$ – suma zrážok za hodnotené obdobie
 TS_{10} – suma priemerných denných teplôt vyšších ako 10 °C

Pre hodnotenie podľa uvedeného vzťahu bola použitá tab. 1.

Tabuľka 1 Hodnotenie podľa hydrotermického koeficientu Seljaninova (in Jůva, 1959; Benetin a kol., 1979)

Hydrotermický koeficient	Charakteristika obdobia
$H_k < 0,3$	Katastrofálne sucho
$0,3 < H_k < 0,5$	Sucho
$0,5 < H_k < 1,0$	Nedostatok vlhky
$H_k = 1,0$	Zrážky sa rovnajú výparu
$1,0 < H_k < 2,0$	Dostatok vlhky
$H_k > 2,0$	Prebytok vlhky

Pre štatistické vyhodnotenie výsledkov bol použitý softvérový balík STATGRAPHICS V2. Vzhľadom na normálne rozdelenie skúmaných súborov bola použitá štatistická metóda mnohonásobnej analýzy rozptylu. Vplyv nezávisle premenných (rok, hon, plodina, agrotechnika) na závislé premenné (maximálna, minimálna, priemerná zásoba pôdnej vody) sa hodnotil na hladine významnosti 95% a 99%. Závislé premenné boli prepočítané na % využiteľnej vodnej kapacity podľa vzťahu:

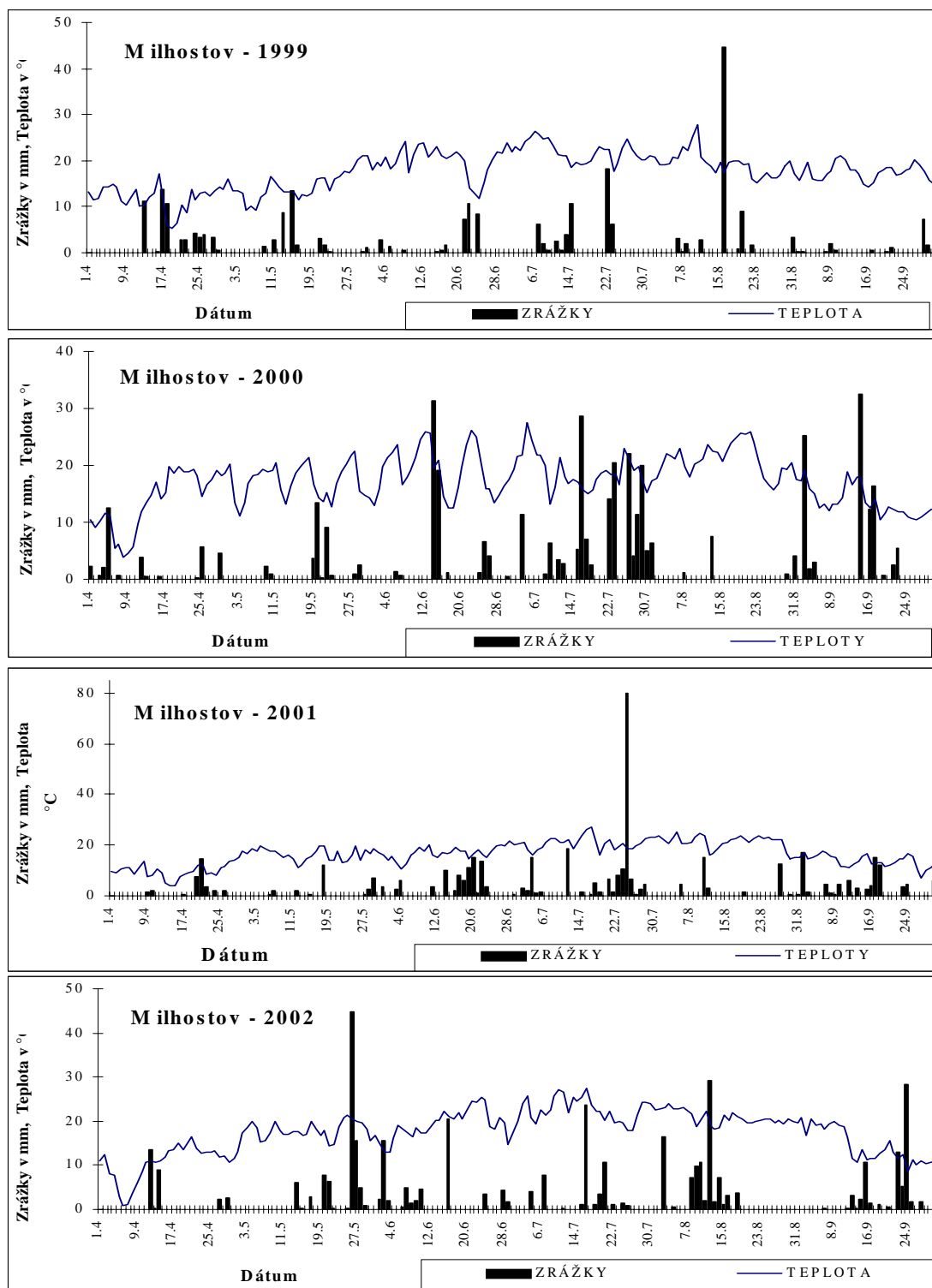
$$VVK = \frac{W - BV}{PVK - BV} \cdot 100 \quad (2)$$

kde VVK – využiteľná vodná kapacita [%]
 W – zásoba pôdnej vody [mm v.s.]
 PVK – poľná vodná kapacita [mm v.s.]
 BV – bod vädnutia [mm v.s.]

Výsledky a diskusia

Klimatické faktory vo vegetačnom období skúmaných rokov 1999 – 2002 (atmosferické zrážky, teplota vzduchu) boli vyhodnotené podľa hydrotermického koeficienta (1) a sú vizualizované na obr.2.

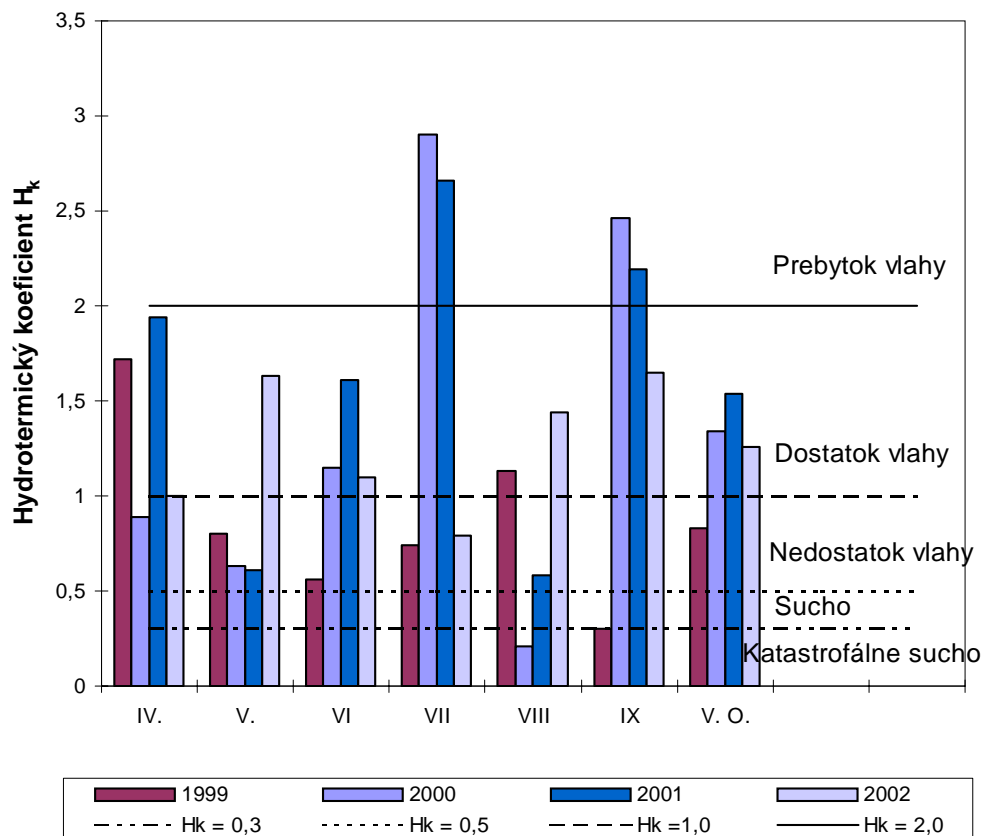
Obr. 1 Úhrn zrážok a priemerné denné teploty vzduchu v rokoch 1999 až 2002 (vegetačné obdobie) Milhostov



Na základe hodnotených klimatických pomerov podľa hydrotermického koeficienta (obr. 2) je možno konštatovať, že prebytok vlhky ($H_k > 2,0$) sa, atypicky oproti dlhodobým priemerom, vyskytol v júli v rokoch 2000 a 2001 a v septembri v tých istých rokoch.

Z hľadiska poľnohospodárskeho sa ako kritický prejavil nedostatok vlahy ($H_k < 1,0$) v máji v rokoch 1999, 2000 a 2001 a v júni v roku 1999 ako aj vysoké hodnoty $H_k > 1,75$ v apríli v roku 1999 a 2001. Katastrofálne sucho sa vyskytlo v auguste v roku 2000 a v septembri 1999.

Obr. 2 Vizualizácia hydrotermického koeficientu (H_k) – Milhostov (1999 – 2002)



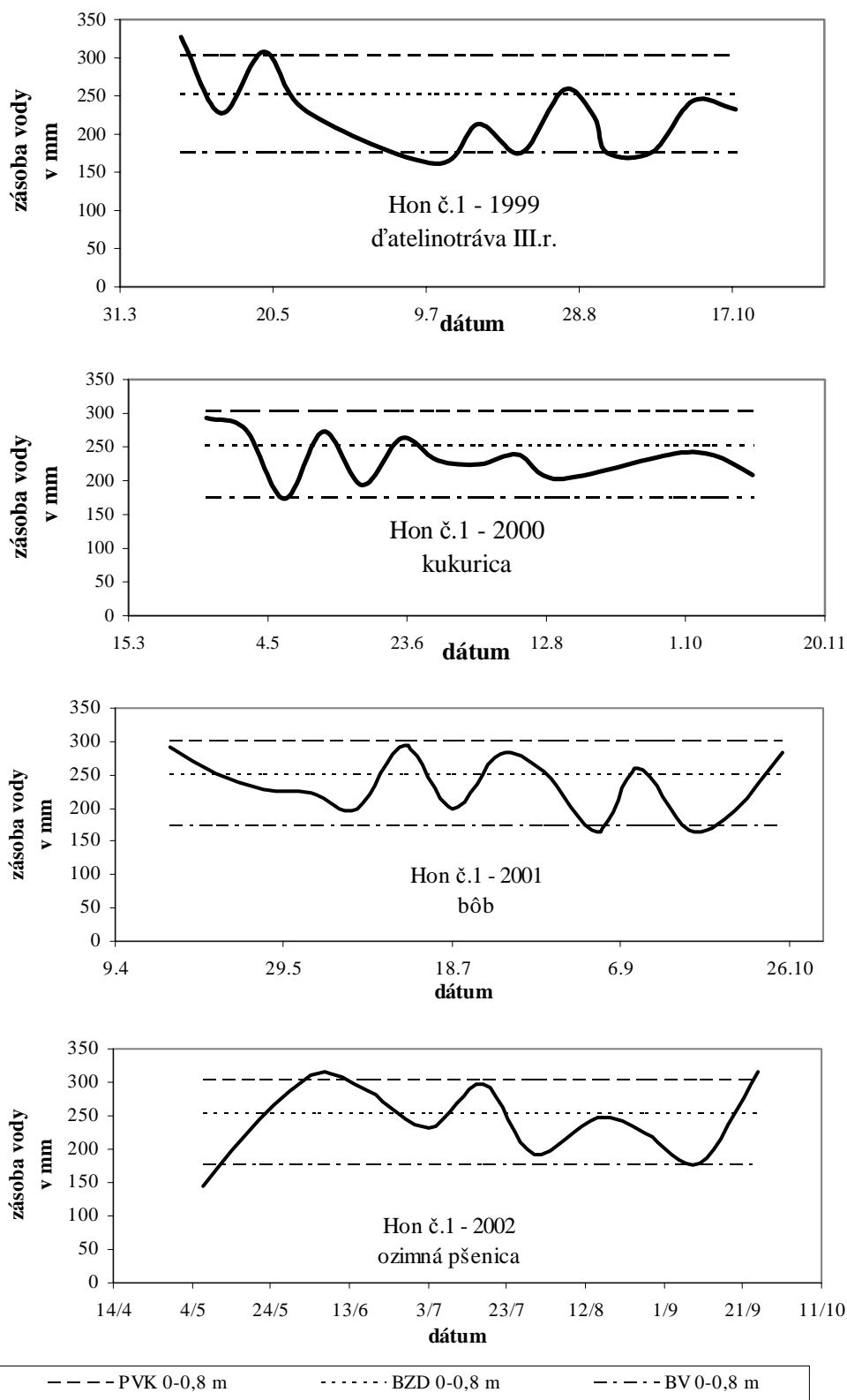
V priemere za celé vegetačné obdobie bol nedostatok vlahy iba v roku 1999. Vegetačné obdobie v ostatných rokoch malo dostatok vlahy.

Chod integrálneho obsahu vody v zóne aerácie pôdy v horizonte 0,0 – 0,8 m bol hodnotený vo vegetačnom období podľa jednotlivých honov (10 honov) a rokov (1999 – 2002). Vzhľadom na rozsah pôvodného materiálu v príspevku je uvedený chod zásob vody v zóne aerácie iba pre hon číslo 1 (obr. 3). Obrázok je doplnený hodnotami integrálnej zásoby pôdnej vody, ktoré zodpovedajú hydrolimitom BV – 176,11 mm vodného stĺpca (v.s.) (bod vädnutia), BZD – 253,07 mm v.s. (bod zníženej dostupnosti) a PVK – 303,38 mm v.s. (poľná vodná kapacita).

V roku 1999 sa zásoba vody v pôdnom profile 0,0 – 0,8 m vo vegetačnom období pohybovala od 143,1 do 358,02 mm v.s., v roku 2000 od 161,65 do 347,08 mm v.s., v roku 2001 od 149,46 do 313,49 mm v.s., v roku 2002 od 134,88 do 326,82 mm v.s.

Na fluvizemi glejovej v profile 0 – 0,8 m dosiahla maximálna zásoba pôdnej vody 313,49 – 358,02 mm. Štatistická preukaznosť pri hladine významnosti 95 % i 99 % bola pri rokoch a honoch, pri plodinách iba pri 95 % hladine významnosti. Kým v roku 2001 dosiahla hodnota maximálnej zásoby pôdnej vody na fluvizemi glejovej iba 77,4 % VVK, v roku 1999 to bolo 96,6 % VVK. Štatisticky vysoko preukazný rozdiel bol zaznamenaný na hone 10 oproti ostatným honom a preukazný pri d'atelinotravných miešankách oproti ostatným plodinám.

Obr. 3 Chod zásob vody v pôdnom profile fluvizeme glejovej o mocnosti 0,8 m na lokalite Milhostov, hon č. 1 v rokoch 1999 – 2002



Pri hodnotách priemernej zásoby vody v pôdnom profile 0 – 0,8 m na fluvizemi glejovej na úrovni 221,4 – 251,59 mm je štatisticky preukazný rozdiel medzi rokmi 2001 a 2002 predstavujúci 14,1 % VVK. Medzi honom 10 a 8 sa zvýšil na 27,3 % VVK a medzi bôbom a d'atelinotrávnou miešankou v III. úžitkovom roku na 16,4 % VVK.

Priemerné hodnoty minimálnej zásoby vody v pôdnom profile 0 – 0,8 m sú pri všetkých hodnotených faktoroch s výnimkou honu č. 4 nižšie ako bod vädnutia. Namerané hodnoty dosahujú úroveň 134,88 – 196,41 mm. Štatistické rozdiely medzi rokmi nie sú preukazné. Najvyšší rozdiel medzi honmi č. 9 a 4 predstavuje 27,6 % VVK a medzi jarným jačmeňom a kukuricou 21,0 % VVK.

Záver

V príspevku sú uvedené výsledky z monitorovania chodu integrálneho obsahu vody v zóne aerácie ťažkých pôd (FMG) na VSN o mocnosti 0,8 m v rokoch 1999 – 2002 na lokalite Milhostov (okres Trebišov). Odber vzoriek pôdy bol počas vegetačného obdobia robený s periodicitou 14 dní. Zo získaných výsledkov boli vypočítané integrálne obsahy vody pre vrstvu pôdy o mocnosti 0,8 m.

Z hľadiska dostatku vlhky podľa hypotermického koeficienta je možno vegetačné obdobie v roku 1999 hodnotiť ako obdobie s nedostatkom vlhky a roky 2000 – 2002 ako vegetačné obdobia s dostatkom vlhky.

Súbory obsahu vody v zóne aerácie pôdy získané monitoringom poskytujú široké možnosti ich spracovania na informácie pre rôzne účely (hodnotenie zásob vody v zóne aerácie, matematické modelovanie vodného režimu pôd a iné).

Pod'akovanie

Táto práca bola podporená prostriedkami z grantového projektu VEGA č. 2/3018/23.

Literatúra

- BEDRNA, Z. a kol., 1989: Pôdne režimy. Bratislava: Veda, Vydavateľstvo SAV, 221 s. ISBN 80-224-0028-9.
- BENETIN, J. - FÍDLER, J. - HRABAL, A. - RAUČINA, Š., 1979: Závlahy. Bratislava: Príroda, Vydavateľstvo kníh a časopisov, 543 s.
- GOMBOŠ, M. - TALL, A., 2001: Monitoring zásoby pôdnej vody v orníčnej vrstve hlinitého pôdneho profilu. Bratislava Acta Hydrologica Slovaca, ročník 2, č. 1, s. 29 – 34.
- JŮVA, K., 1959: Závlahy pudy. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
- IVANČO, J. - PAVELKOVÁ, D. - MATI, R., 2003: Dynamika zásob vody v pôdnom profile ťažkých pôd na Východoslovenskej nížine. Bratislava Acta Hydrologica Slovaca, ročník 4, č. 1, s. 74 – 85.
- MAJERČÁK, J. - NOVÁK, V., 1994: GLOBAL, one – dimensional variable saturated flow model, including root water uptake, evapotranspiration structure, corn yield, interception and winter regime calculation. Research Report, 75 pp., Institute of Hydrology, SAS, Bratislava.
- MATI, R. - IVANČO, J. - GOMBOŠ, M. - PAVELKOVÁ, D. - TALL, A., 2002: Vodný režim hlavných pôdných predstaviteľov na Východoslovenskej nížine [Záverečná správa]. Michalovce: OVÚA – ÚH SAV, 223 s.
- ŠIMUNEK, J. - HUANG, K. - ŠEJNA, M. - VAN GENUCHTEN, M.TH. - MAJERČÁK, J. - NOVÁK, V. - ŠÚTOR, J., 1997: The HYDRUS – ET Software package for simulating the One – Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably – Saturated Media. Version 1.1, Institute of Hydrology SAS Bratislava – U.S. Salinity Laboratory, Riverside.
- ŠÚTOR, J. - GOMBOŠ, M. - MATI, R. - IVANČO, J., 2002: Charakteristiky zóny aerácie ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny. Bratislava: ÚH SAV – ASCO, 215 s. ISBN 80-968-480-8-9.
- ŠÚTOR, J., 2000: Hodnotenie a interpretácia obsahu vody v zóne aerácie pôdy s využitím monitoringu. Bratislava: Acta Hydrologica Slovaca, ročník 1, č. 1, s. 143 – 153.
- VILČEK, J., 1998: Interpretácie bonitácie pôd na Východoslovenskej nížine. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. I. diel. Michalovce: OVÚA, s. 207 – 217.

Fyzikálne a numerické modelovanie vzťahu pôda – voda

Physical and Numerical Modeling of Soil – Water Relationship

Svatopluk MATULA - Radka KODEŠOVÁ - Pavel KŘIVOHLAVÝ - Helena KOZÁKOVÁ

*Department of Soil Science and Geology, Czech University of Agriculture, Prague,
Kamýcká 129, 16521 Prague 6, Czech Republic, e-mail: matula@af.czu.cz,
kodesova@af.czu.cz*

Abstract

The undisturbed column of Typic Hapludoll, 0.3 m in diameter and 0.85 m in height was taken in a hard plastic container from the field to the laboratory. A dripping head was used to create relatively homogeneous irrigation pattern of water over the soil surface. A transport of water was observed using sets of tensiometers for the pressure head measurements and sets of the TDR needle sensors for the soil water content measurements at five different depths. Coupling soil water contents and pressure heads measured during the experiment made the profile of line of the soil water retention curves. Measured inflow on the top of soil column, soil water contents and pressure heads at five depths were also used to obtain hydraulic properties of the soil layers via inverse numerical modeling with the HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998). The small soil cores and disturbed samples were taken from the same site as the soil column to determine independently soil water retention curves, saturated hydraulic conductivities and some physical properties of the soil profile. The saturated hydraulic conductivities were also measured in the field. Values resulted from the soil column experiment are in the range of independently measured data.

Keywords: undisturbed soil column, tensiometer, TDR, soil hydraulic properties, inverse numerical modeling, optimization procedure

Abstrakt

Neporušený stĺpec pôdneho typu Hapludoll typický (udic mollisol – černoze) s priemerom 0.3 m a výškou 0.85 m bol odobratý do pevného plastického kontajnera a prenesený z poľa do laboratória. Pre vytvorenie relatívne homogénnej distribúcie simulovaného dažďa na pôdny povrch sa použila kvapková závlahová hlavica. Transport vody bol pozorovaný pomocou sady tenziometrov pre meranie sacieho tlaku a sady ihlových senzorov TDR pre meranie vlhkosti pôdy v piatich rôznych hĺbkach. Odpovedajúce vlhkosti a sacie tlaky, merané počas experimentu vytvárajú v profile čiary – vodné retenčné krivky. Meraný tok cez horný okraj pôdneho stĺpca, vlhkosť pôdy a sacie tlaky v piatich hĺbkach boli použité aj pre získanie hydraulických vlastností pôdných vrstiev cez inverzné numerické modelovanie s pomocou simulačného modelu HYDRUS-ID (Šimůnek et al., 1998). Malé Kopeckého valčeky a porušené vzorky boli odobraté z toho istého miesta ako pôdny stĺpec na nezávislé stanovenie retenčných čiar, nasýtenej hydraulickej vodivosti a niektorých fyzikálnych vlastností v pôdnom profile. V poľných podmienkach boli tiež merané nasýtené hydraulické vodivosti vrstiev. Výsledky získané z experimentu s pôdnym stĺpcom sú v rozsahu nezávisle meraných údajov.

Kľúčové slová: neporušený stĺpec pôdy, tenziometer, TDR, pôdne hydraulické vlastnosti, inverzné numerické modelovanie, optimalizačný postup.

Introduction

Knowledge of soil hydraulic properties is essential for prediction of solute transport behaviour, design of drainage and irrigation systems and environmental risk assessment. Such problems are often analyzed using numerical models that require reliable input data. The soil water retention, $\theta(h)$, and hydraulic conductivity, $k(\theta)$ or $k(h)$, curves (where θ is the volumetric soil water content [L^3L^{-3}], h is the pressure head [L] and k is the hydraulic conductivity [LT^{-1}]) can be determined directly on small soil samples using the standard laboratory tests or from the field experiments. Parameter optimization is an indirect approach that makes it possible to obtain parameters describing soil water properties from transient flow data (Kool and Parker, 1987).

In this study we show results of some standard laboratory and field tests and results of the physical and numerical modeling for a large undisturbed soil column experiment. Experimental setup and measurements results are presented. Observed data are applied to determine the soil water retention curves directly and to obtain indirectly the unsaturated hydraulic properties of the soil layers by inverse numerical modeling. Resulting parameters are compared with those determined independently using the laboratory and field tests.

Material and Methods

The soil water retention and hydraulic conductivity curves were obtained from the standard laboratory and field tests, directly from the observed flow data of the soil column experiments and via inverse numerical modeling of the observed flow data. Experiments were carried out on Typic Hapludoll (US Classification).

1.1 Soil Hydraulic Properties Functions

The van Genuchten (1980) expressions for $\theta(h)$ and $k(\theta)$ curves are used in this work:

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

$$\theta_e = 1, \quad h \geq 0$$

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

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

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

1.2 Soil Characteristics from the Soil Sampling, Laboratory and Field Tests

The disturbed soil samples and small soil cores (100 cm^3) were taken from the different depths of the soil profile. The particle size distribution analysis, organic carbon, porosity, bulk and particle density were determined using standard procedures of soil physics. The saturated hydraulic conductivities, K_s , and retention curves, $\theta(h)$, were estimated from small cores using constant head permeability test and pressure plate test, respectively. K_s were also determined from in situ measurements using the pressure infiltrometer (Matula and Kozáková, 1997). The laboratory measured drying retention curves on the soil cores using pressure plate method were fitted with equation (1).

1.3 Physical on the Soil Column

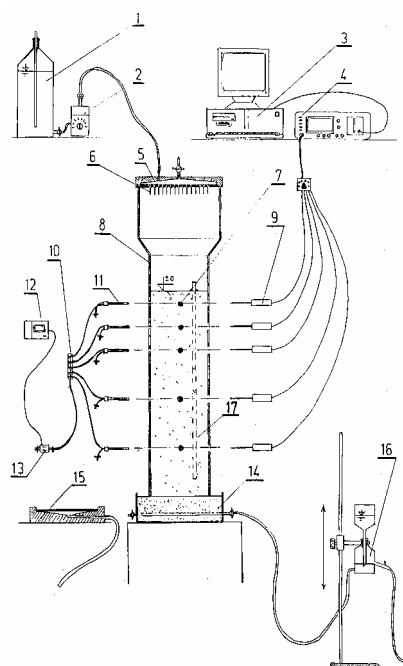
A soil column (0.85-m-high by 0.3-m-diameter) was taken in a hard plastic cylinder (thickness of wall 0.08 m, length 1.0 m) at the same site as the small soil samples. The bottom of the soil column

was cut flush with the plastic cylinder and placed on a sand tank with very fine silica sand. The air entry value of sand is about $h_v = -1.00$ m of water. Water has been applied directly to the soil surface from dripping head with hypodermic needles (79 needles). The water application rate was controlled by pulse pump, by the electronic pulse magnitude and frequency unit and by the needle size. (An average flux density of ≈ 0.51 to 0.0086 m day⁻¹ has been attained with needles Microlance 0.6-mm-diam. x 25 mm, 1 to 60-s pulse intervals).

The soil column was instrumented with two independent sets of tensiometers – 5 micro-tensiometers and 5 tensiometers (Soil Moisture Probe 2100F). These were installed horizontally at several depth intervals below soil surface (-0.05, -0.15, -0.25, -0.45, -0.65 m). Hydraulic heads were measured with a pressure transducer allowing rather accurate hydraulic head gradient determinations (microtensiometers) and with a vacuum dial gauges (Soil Moisture tensiometers).

Water contents were determined with a TDR cable tester (Tektronix Model 1502B). The two-rod TDR sensors with balancing transformer (balun), 10-cm long rods were installed horizontally at the same depth intervals as the microtensiometers and tensiometers. The TDR trace was recorded and analyzed manually and automatically by a computer controlled TDR system. The second TDR Trime FM equipped with Tube Access Probe (22 mm-diam.) was tested to measure water content during the redistribution only using glass-fiber access tube (23 x 21 mm, 1 m length) installed vertically inside soil column. The soil column set is presented at Fig. 1. More detailed description of the soil column set was published by Matula et al. (1998).

Figure 1 Experimental setup of the soil column in the laboratory and diagrammatic drawing



1 – Water supply (Mariotte bottle), 2 – Pulse pump, 3 – Computer to control TDR, 4 – Tektronix 1502 B, 5 – Dripping head, 6 – Hypodermic needles of the dripping head, 7 – Rhizons, 8 – Hard plastic cylinder 1.28-m-high by 0.3-m-diam, 9 – Two rod TDR sensors with balancing transformer, 10 – Set of tensiometry stopcocks, 11 – Microtensiometers 6-mm-diam, 12 – Reading unit for the microtensiometers, 13 – Pressure transducer of the microtensiometers, 14 – Sand tank (silica sand), 15 – An alternative of sand tank – ceramic membrane, (not used in this case), 16 – Hanging water column with overflow, 17 – Access tube for TDR TRIME FM

Experiment no.: I – on the soil column was performed since February 25 till March 24, 1998. The fixed ground water level was set into the depth -165 cm below soil column surface. Simulated rain with the rain intensity 0.0014867 mm s⁻¹ was applied on the column surface. The time of application was 17 hours and total amount of rain was equal to 90.99 mm and outflow from the column started after 6 hours from the rainfall start. The pressure heads, h , and volumetric water content, θ , were

measured every hour till February 27, 1998 and then once a day, till the end of experiment in March 24, 1998. For the last 360 hours of the experiment the cover of the top of column was taken off and evaporation took a place. Balanced total amount of evaporation was 8.63 mm. Data points of the wetting and drying soil water retention curves, $\theta(h)$, were obtained by coupling the soil water content and pressure heads readings during the wetting part and during the redistribution and drying part of the experiment, respectively. In this case soil water retention curve data were not fitted with the function (1) because of insufficient information about courses of the curves for some data sets.

1.4 Numerical of the Soil Column Experiment

Measured inflow on the top of the soil column, soil water contents at 5 depths and pressure heads at 4 depths were used to obtain the hydraulic properties, $\theta(h)$ and $k(\theta)$, of the soil layers via inverse numerical modeling. The inverse technique has proved many times to be an efficient tool for determination of the soil hydraulic properties. For more details about this method see for instance Hopmans et al. (2002), Šimůnek et al. (2002a, 2002b). Flow process observed during the laboratory test can be described as a flow in a one-dimensional flow domain. Therefore the numerical code HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) was applied in this study. The unknown parameters K_s , θ_r , θ_s , n , and α of (1) and (2) were obtained by numerically simulating the experiment with appropriate boundary and initial conditions and minimizing the differences between the simulated and measured flow data. The soil column (85 cm thick) with the sand layer in the sand tank (7 cm) was described as a one flow region (92 cm) divided into 6 layers: 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 30 cm, 30 – 50 cm, 50 – 85 cm and 85 – 92 cm. Definition of the layers is based on the profile description and by position of the tensiometers and TDR sensors. Initial conditions were given by initial measurements of the pressure heads and by position of the water level (73 cm below the bottom of the simulated soil profile). On the top of the soil profile the constant flux of 0.535 cm/hour was modeled. Only the flow data obtained during the irrigation were used for the numerical inversion to obtain parameters for the wetting soil water retention and the hydraulic conductivity curves for the first five layers (e.g. layers of the soil column). The soil water retention curve parameters of the sand tank were set at values that ensure full saturation of the layer during simulation and saturated hydraulic conductivity was set at reliable value. Those parameters are not further discussed in this study. The θ_r values for layers of the soil column were set at values obtained from the pressure plate tests that present the θ_r parameters for the drying soil hydraulic curves. Those values were used because of a lack of particular information for θ_r of the wetting curves. The θ_s values for the layers of the soil column were set at values estimated based on the observed conditions at the end of the wetting part of the experiment.

Results and Discussion

Basic data of the soil properties resulted from the soil sampling and the laboratory tests are presented in Table 1. The hydraulic parameters of the van Genuchten function (1) for the laboratory measured drying retention curves on the soil cores using the pressure plate method are listed in Table 2. The hydraulic Parameters of the van Genuchten function (1) and (2) obtained from the numerical inversion of the measured transient flow data are presented in Table 3.

Measured data points of the soil water retention curves obtained using the pressure plate test and determined by coupling the soil water contents and pressure heads during the soil column experiment at depths 5, 15, 25 and 45 cm are shown in Fig. 2. The resulting shapes of the soil water retention curves from the numerical inversion are presented in Fig. 2 as well. Since the pressure heads at depth 65 cm were not measured during the analyzed experiment, only the curves from the pressure plate test and numerical inversion were obtained for that level. Those curves are described here by parameters in Tables 2 and 3.

The wetting soil water retention curves obtained using the numerical inversions follow well data points of the wetting curve obtained from the soil column experiment. The drying soil water retention curves from the soil column experiment slightly differ from the wetting curves from the soil column experiment demonstrating hysteresis effect (depths 5 and 25 cm). There are obvious differences between the drying retention curves from the laboratory pressure plate tests and those obtained from the soil column experiment directly or via numerical inversion. Such variability may be due to the variability of the soil properties, specimen size and inherent differences in the test methods. In all

cases the θ_s values estimated from the soil column test are lower than those obtained from the pressure plate tests. This may also be due to the hysteresis effect. Variability of the soil hydraulic properties obtained using different methods is discussed for instance by Gribb et al. (2003). Interestingly the optimized parameters n (wetting) are close to the n values from the pressure plate tests (drying). There is not obvious relationship between the α parameters. However this was not expected since the different values of θ_s were used. The optimized saturated hydraulic conductivities from the numerical inversion are in the range of data measured in the laboratory and in the field. The optimized values seem to be closer to the field K_s values. This corresponds to scales of the performed tests.

Table 1 Measured saturated hydraulic conductivities and some properties of the column soil layers

Depth	Saturated hydr. conductivity measured		Clay	Silt	Organic carbon	Porosity	Particle density	Bulk density
	in the field	in the laboratory						
cm	cm h ⁻¹		%	%	%	%	g cm ³	g cm ³
0 – 10	15.9	39.8	29	49	1.09	48.8	2.58	1.32
10 – 20	10.3	26.5	29	49	1.09	48.8	2.58	1.32
20 – 30	21.6	0.013	28	52	1.02	37.2	2.58	1.62
30 – 40	4.3	1.5	32	48	1.80	40.0	2.62	1.57
40 – 50	12.0	0.015	31	44	1.70	37.1	2.64	1.66
50 – 60	6.2	3.8	29	50	1.50	36.8	2.58	1.63
60 – 70	10.6	6.2	31	51	1.40	35.9	2.59	1.66
70 – 80	4.2	1.2	31	50	1.39	33.7	2.58	1.66

Table 2 Parameters of the van Genuchten functions obtained for the soil water retention curves from the pressure plate test

Layers	Hydraulic Parameters			
	α	n	θ_r	θ_s
cm	cm ⁻¹	–	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³
0 – 10 (5 cm)	0.022	1.095	0	0.386
10 – 20 (15 cm)	0.030	1.262	0.171	0.455
20 – 30 (25 cm)	0.014	1.155	0.119	0.399
30 – 50 (45 cm)	0.023	1.095	0	0.387
50 – 85 (65 cm)	0.020	1.092	0	0.408

Table 3 Parameters of the van Genuchten functions obtained for the soil water retention and hydraulic conductivity curves from the numerical inversion of flow data.

Layers	Hydraulic Parameters				
	α	n	θ_r	θ_s	K_s
cm	cm ⁻¹	–	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³	cm/hour
0 – 10	0.036	1.14	0	0.382	8.44
10 – 20	0.020	1.20	0.171	0.396	8.83
20 – 30	0.017	1.16	0.119	0.370	11.7
30 – 50	0.008	1.08	0	0.382	11.5
50 – 85	0.005	1.05	0	0.350	9.72

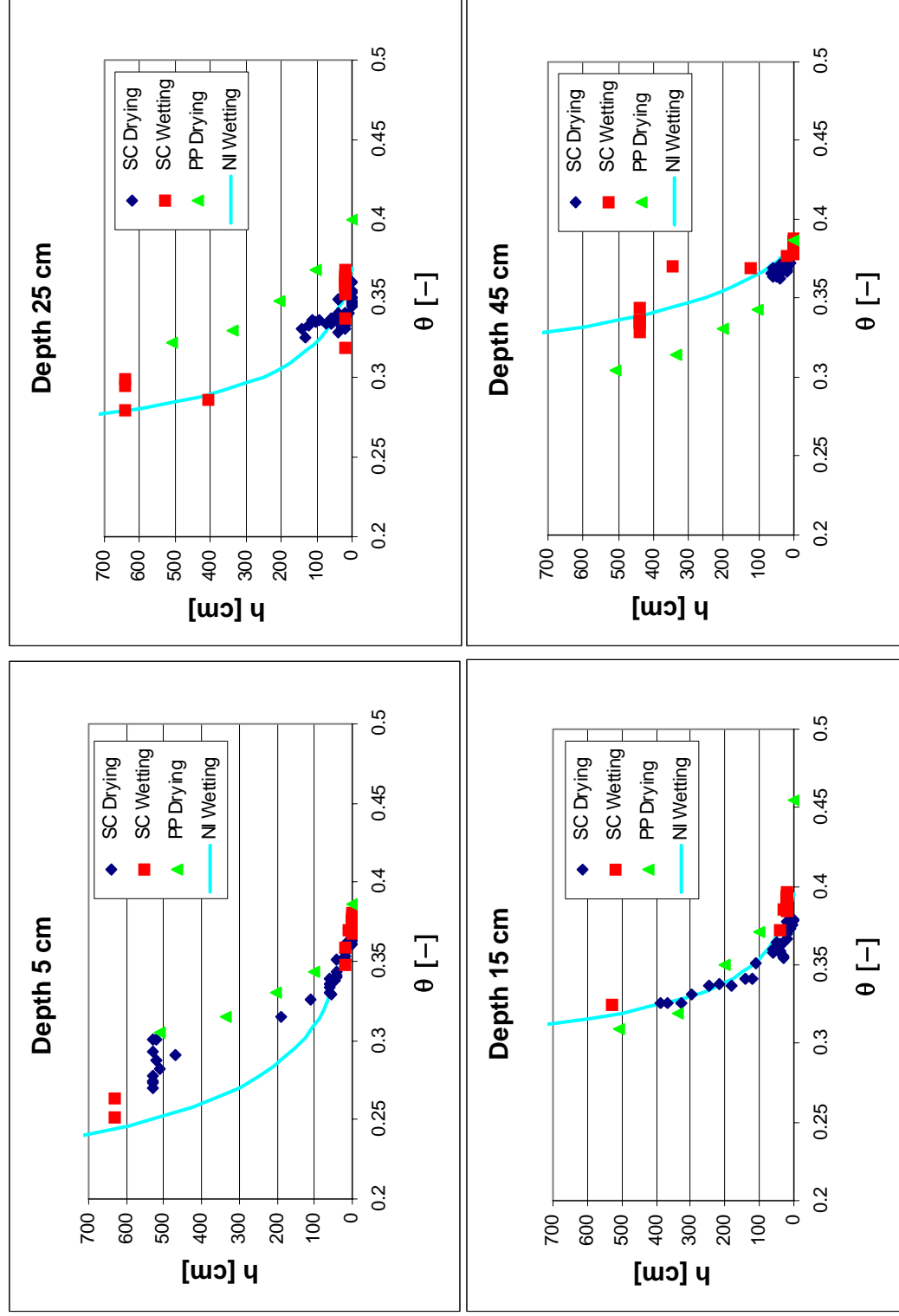
Conclusions

The rainfall infiltration in the soil profile was simulated on the undisturbed soil column. Water flow in the soil profile was observed during the infiltration period and during the following redistribution and evaporation period using the tensiometers and TDR sensors at five depths. The measured inflow on the top of the soil column, soil water contents and related pressure heads were used to obtain hydraulic properties of the soil layers. The parameters of the soil hydraulic properties were obtained via inverse numerical modeling of the transient flow data obtained during the experiment. The optimized and independently measured values are satisfactorily similar.

References

- GRIBB, M.M. - KODEŠOVÁ, R. - ORDWAY, S.E., 2003: Comparison of soil hydraulic property measurement methods, *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, submitted.
- HOPMANS, J.W. - ŠIMŮNEK, J. - ROMANO, N. - DURNER, W., 2002: Inverse methods, in *Methods of Soil Analysis*, SSSA, Madison, Wisconsin, 963 – 1008.
- MATULA, S. - KOZÁKOVÁ, H., 1997: A Simple Pressure Infiltrometer for Determination of Soil Hydraulic Properties by in situ Infiltration Measurements. *Rostlinná výroba/Plant Product. J.* 43, (9), 405 – 413.
- MATULA, S. - DIRKSEN, C. - KOZÁKOVÁ, H. - KŘIVOHLAVÝ, P., 1998: Observation and simulation of water transport in the undisturbed soil column under different flow conditions. In: *proceeding of Intern. Conference Flow and Deformation in Biology*, Prague, Sept. 1998, page 41 – 46.
- ŠIMŮNEK, J. - ŠEJNA, M. - VAN GENUCHTEN, M.T.H., 1998c: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. IGWMC-TPS-53. International Ground Water Center, Colorado. School of Mines, Golden, CO.
- ŠIMŮNEK, J. - HOPMANS, J.W., 2002a: Parameter optimization and nonlinear fitting, in *Methods of Soil Analysis*, SSSA, Madison, Wisconsin, 139 – 158.
- ŠIMŮNEK J. - VAN GENUCHTEN, M.T. - JACQUES, D. - HOPMANS, J.W. - INOUE, M. - FLURY, M., 2002b: Solute transport during variably saturated flow – inverse, in *Methods of Soil Analysis*, SSSA, Madison, Wisconsin, 139 – 158.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 892 – 898.

Figure 2 Soil water retention curves at depths 5, 15, 25 and 45 cm determined by coupling the corresponding soil water content and pressure head data from the soil column experiment (SC), from the pressure plate test (PP) and from the numerical inversion of observed flow data (NI)



Odolnosť poľnohospodárskych pôd Slovenska voči kontaminácii

Farmland Resistance to Soil Contamination of Slovakia

Ján VOJTÁŠ - Libuša MATÚŠKOVÁ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR,
e-mail: roznavska@vupu.sk

Abstrakt

Odolnosť pôd ako odozva voči degradačným procesom závisí na tých charakteristikách, ktoré umožňujú pôde vzdorovať zmenám a zachovávať jej funkcie. Na produkčný bioenergetický potenciál pôd vplyvajú ťažké kovy v závislosti od ich fyzikálno-chemických vlastností a pôdných režimov. Pôdny druh, pôdny typ a jeho plošná distribúcia majú rozhodujúci vplyv na odolnosť pôd voči degradácii vplyvom zaťaženia pôd rizikovými látkami. Z týchto dôvodov bude charakter správania a prejav jednotlivých kontaminujúcich látok rozdielny pre rozdielne pôdne druhy a pôdne typy.

Kľúčové slová: odolnosť, kontaminácia, bodové hodnotenie, stupeň odolnosti

Abstract

Soil resistance as response to degradation processes is depending on the characteristics that enable the soil to be resistant to the changes and to preserve its functions. Heavy metals in dependence on soil physical-chemical properties and soil regimes have been influencing on productivity and soil bioenergetic potential. Soil texture, soil type and its planary distribution have decisive influence on soil resistance to degradation involved by risk elements load. Therefore behaviour character and contaminating elements demonstration will be different for various textural classes and soil types.

Keywords: resistance, contamination, point assessment, resistance rate

Úvod

Za najdôležitejšie typy environmentálnych vlastností pôdy možno pokladať stabilitu, odolnosť, pružnosť, labilitu, náchylnosť, citlivosť a zraniteľnosť (Juráni, B., 1996). Degradačné zmeny v pôdach znamenajú narušenie niektorej alebo aj viacerých pôdných funkcií. Pretože každá pôda má rozdielne vlastnosti a znaky, ktoré ju predurčujú k inej reakcii na stresové faktory, určenie odolnosti prípadne hodnotenie zraniteľnosti pôd predstavuje dôležitú úlohu pôdozvedeckého výskumu.

Pôda je akceptorom mnohých látok, ktoré boli a sú vnášané do pôdy a ktoré môžu vyvolávať negatívne zmeny v pôdach. Údaje o odolnosti pôd voči negatívnym účinkom kontaminujúcich látok sú sporadické. Zložitosť problematiky je podmienená:

- variabilitou kontaminantov a variabilitou ich koncentrácií
- variabilitou pôdno-klimatických podmienok
- variabilitou podielu pôsobenia kontaminantov ovzdušia cez pôdu a zmenou jej dynamických prvkov pôdnej úrodnosti a ich odraze na kvalite a kvantite produkcie

Materiál a metódy

Pri hodnotení odolnosti pôd Slovenska sme zohľadnili tieto vlastnosti:

- hodnotenie skeletu
- obsah frakcie pod 0,01mm

- hodnotenie obsahu humusu
- hodnotenie obsahu karbonátov
- hodnotenie hĺbky pôdy
- hodnotenie sklonu pedónu (erózia): Vyhodnotenie bolo urobené na základe údajov Informačného systému VUPOP

Výsledky a diskusia

Z empirického poznania a na základe množstva pokusov je zistené, že najviac sa rizikové látky hromadia v ťažkých pôdach, naopak v ľahkých piesočnatých pôdach prenikajú do spodných horizontov pôd a sú vyplavované do podzemných vôd. Výsledky výskumu dokázali závislosť rozsahu sorpcie a migrácie ťažkých kovov v pôdach od pôdnej kyslosti (Hronec, 1996).

Podľa Holobradého (1986) odolnosť (rezistencia) pôd voči vplyvu kontaminantov a tlmenie ich pôsobenia na vegetáciu vzrastá v závislosti na:

- * množstve a kvalite humusu a organických látok
- * zvyšujúcim sa podielom vysokodisperznej minerálnej zložky pôdy
- * rastúcej „rozťažiteľnosti“ kryštálovej mriežky ílových minerálov
- * rastúcim stupni nasýtenia sorpčného komplexu
- * obsahu karbonátov v pôde

Podľa návrhu normy RVHP, 1984 boli pôdy rozdelené na:

- * veľmi odolné
- * stredne odolné
- * citlivé

My sme pri hodnotení odolnosti pôd Slovenska zohľadnili tieto vlastnosti:

- Hodnotenie skeletu
- Obsah frakcie pod 0,01mm
- Hodnotenie obsahu humusu
- Hodnotenie obsahu karbonátov
- Hodnotenie hĺbky pôdy
- Hodnotenie sklonu pedónu (erózia)

Pôdy sú z agronomického aspektu rozdelené do dvoch skupín:

1. Skupina (skeletovitost' a kamenitosť je viac ako 50 %).
2. Skupina (skeletovitost' a kamenitosť je menej ako 50 %).

Pôdy sme rozčlenili podľa odolnosti (resp. citlivosti) na 6 skupín, kde sme prisudzovali jednotlivým skupinám pôd bodové hodnotenie podľa určených kritérií. Pri hodnotení odolnosti respektíve citlivosti pôd sme riešili celkový vplyv agronomických vlastností pôd na odolnosť voči kontamináciám rizikovými látkami. Bodové hodnotenie pre zaradenie pôdy do skupiny je v tabuľke 1.

Body pre odolnosť a citlivosť pôdy

Pri hodnotení odolnosti respektíve citlivosti pôd sme riešili celkový vplyv agronomických vlastností pôd. Pôdy sú z agronomického aspektu rozdelené do dvoch skupín:

1. Skupina (skeletovitost' a kamenitosť je viac ako 50 %)

Hodnotenie skeletu:

Skeletovitost'	Veľkosť skeletu	Body
Silnokamenitý	> 30 mm	0
Silnoštrkovitý	4 – 30 mm	0
Hrubopiesočnatý	2 – 4 mm	1

Hodnotenie jemnozeme:

Zrornosť	Frakcia pod 0.01 mm	Body
Ľahká (piesočnatá, hlinitopiesočnatá)	0 – 20 %	1
Stredne ťažká (piesočnatohlinitá, hlinitá)	20 – 45 %	2
Ťažká (ílovitohlinitá, ílovitá, íl)	45 – 100 %	4

Hodnotenie obsahu humusu:

Obsah humusu	Zásoba humusu	Body
do 0,5 %	Extrémne malá	0
0,5 – 1,0 %	Veľmi malá	1
1,0 – 2,0 %	Malá	2
2,0 – 3,0 %	Stredná	4
3,0 – 5,0 %	Dobrá	5
nad 5,0 %	Veľmi dobrá	6

Hodnotenie obsahu karbonátov:

Ľahká pôda	Stredná pôda	Ťažká pôda	Zásoba karbonátov	Body
do 0,5 %	do 0,9 %	do 1,6 %	veľmi malý	0
0,5 – 1,0 %	0,9 – 1,4 %	1,6 – 2,1 %	Malý	1
1,0 – 1,6 %	1,4 – 2,1 %	2,1 – 2,8 %	Stredný	2
1,6 – 2,1 %	2,1 – 3,0 %	2,8 – 3,9 %	Dobrý	3
nad 2,1 %	nad 3,0 %	nad 3,9 %	Vysoký	3

Hodnotenie hĺbky pôdy:

Hĺbka horizontu	Hĺbka pôdy	Body
plytké pôdy	< 30 cm	1

Hodnotenie sklonu pedónu (erózia):

Reliéf	Sklon	Body
rovina	(0 – 1°)	3
rovina s eróziou	(1 – 3°)	2
mierny svah	(3 – 7°)	1
stredný svah	(7 – 12°)	1
výrazný svah	(12 – 17°)	0
príkrý svah	(17 – 25°)	0
zráz	(nad 25°)	0

2. Skupina (skeletovitosť a kamenitosť je menej ako 50 %)

Hodnotenie skeletu:

(% obsah skeletu)	Skeletovitosť	Body
0 – 10 %	Bez skeletu (do hĺbky 60 cm skelet < 10 %)	5
5 – 25 %	Slabo skeletovitá	2
25 – 50 %	Stredne skeletovitá	1

Obsah frakcie pod 0,01mm:

Obsah častíc 0,01 mm	Zrornosť	Body
> 75 %	Íl	5
60 – 75 %	Ílovitá	5
45 – 60 %	Ílovitohlinitá	6
30 – 45 %	Hlinitá	5
20 – 30 %	Piesočnatohlinitá	3
10 – 20 %	Hlinitopiesočná	2
0 – 10 %	Piesočná	1

Hodnotenie obsahu humusu:

Obsah humusu	Zásoba humusu	Body
do 0,5 %	Extrémne malá	0
0,5 – 1,0 %	Veľmi malá	1
1,0 – 2,0 %	Malá	2
2,0 – 3,0 %	Stredná	4
3,0 – 5,0 %	Dobrá	5
nad 5,0 %	Veľmi dobrá	6

Hodnotenie obsahu karbonátov:

Ľahká pôda	Stredná pôda	Ťažká pôda	Zásoba karbonátov	Body
do 0,5 %	do 0,9 %	do 1,6 %	veľmi malý	0
0,5 – 1,0 %	0,9 – 1,4 %	1,6 – 2,1 %	Malý	1
1,0 – 1,6 %	1,4 – 2,1 %	2,1 – 2,8 %	Stredný	2
1,6 – 2,1 %	2,1 – 3,0 %	2,8 – 3,9 %	Dobrý	3
nad 2,1 %	nad 3,0 %	nad 3,9 %	Vysoký	3

Hodnotenie hĺbky pôdy:

Hĺbka pôdy	Hĺbka výskytu skeletu > 50 %	Body
hlboké pôdy	> 60 cm	3
stredne hlboké pôdy	30 – 60 cm	2
plytké pôdy	< 30 cm	1

Hodnotenie sklonu pedónu (erózia):

Reliéf	Sklon	Body
rovina	(0 – 1°)	4
rovina s eróziou	(1 – 3°)	3
mierny svah	(3 – 7°)	2
stredný svah	(7 – 12°)	1
výrazný svah	(12 – 17°)	0
príkrý svah	(17 – 25°)	0
zráz	(nad 25°)	0

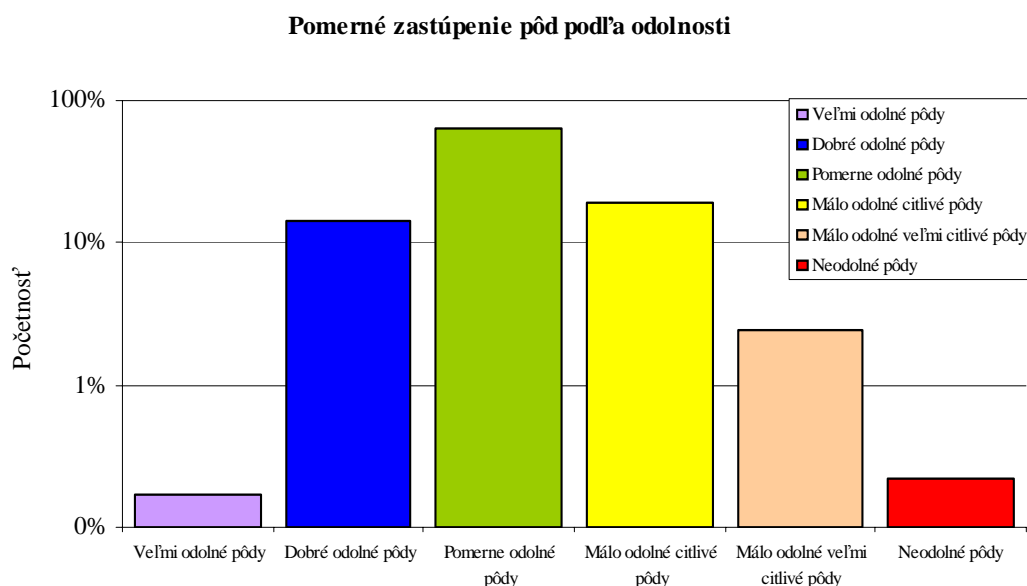
Celkové bodové hodnotenie:

Tabuľka 1 Bodové hodnotenie odolnosti respektíve citlivosti pôd

Odolnosť a citlivosť pôdy	Stupeň odolnosti	Body	Počet skupín
Veľmi odolné pôdy	6	25 – 27	3
Dobré odolné pôdy	5	22 – 24	3
Pomerne odolné pôdy	4	16 – 21	6
Málo odolné citlivé pôdy	3	11 – 15	5
Málo odolné veľmi citlivé pôdy	2	6 – 10	5
Neodolné pôdy	1	2 – 5	4
Bodové rozpätie		2 – 27	

Plošné rozšírenie a percentuálne zastúpenie pôd na území Slovenska podľa odolnosti je uvedené v tabuľke 2 a na obrázku 1 a na mapke 1.

Obrázok 1



Tabuľka 2 Percentuálne zastúpenie pôd na území Slovenska podľa odolnosti

Odolnosť a citlivosť pôdy	Stupeň odolnosti	Zastúpenie na Slovensku (%)
Veľmi odolné pôdy	6	0,17 %
Dobré odolné pôdy	5	14,05 %
Pomerne odolné pôdy	4	64,00 %
Málo odolné citlivé pôdy	3	19,10 %
Málo odolné veľmi citlivé pôdy	2	2,46 %
Neodolné pôdy	1	0,22 %

Záver

V súčasnej etape hodnotenia odolnosti pôd sme každému z parametrov priradili rovnakú váhu. Hodnotenie parametra je urobené tým spôsobom, či spĺňa vymedzené kritérium (parameter nadobúda stav 1) alebo nespĺňa (parameter nadobúda stav 0). Aditívnym združením parametrov (obsah frakcie pod 0,01 mm; obsah humusu; obsah uhlíčanov; pôdna reakcia vyjadrená ako pH) získame škálu odolnosti s rozpätím 0 až 4, kde jednotlivé hodnoty určujú odolnosť – citlivosť pôdy:

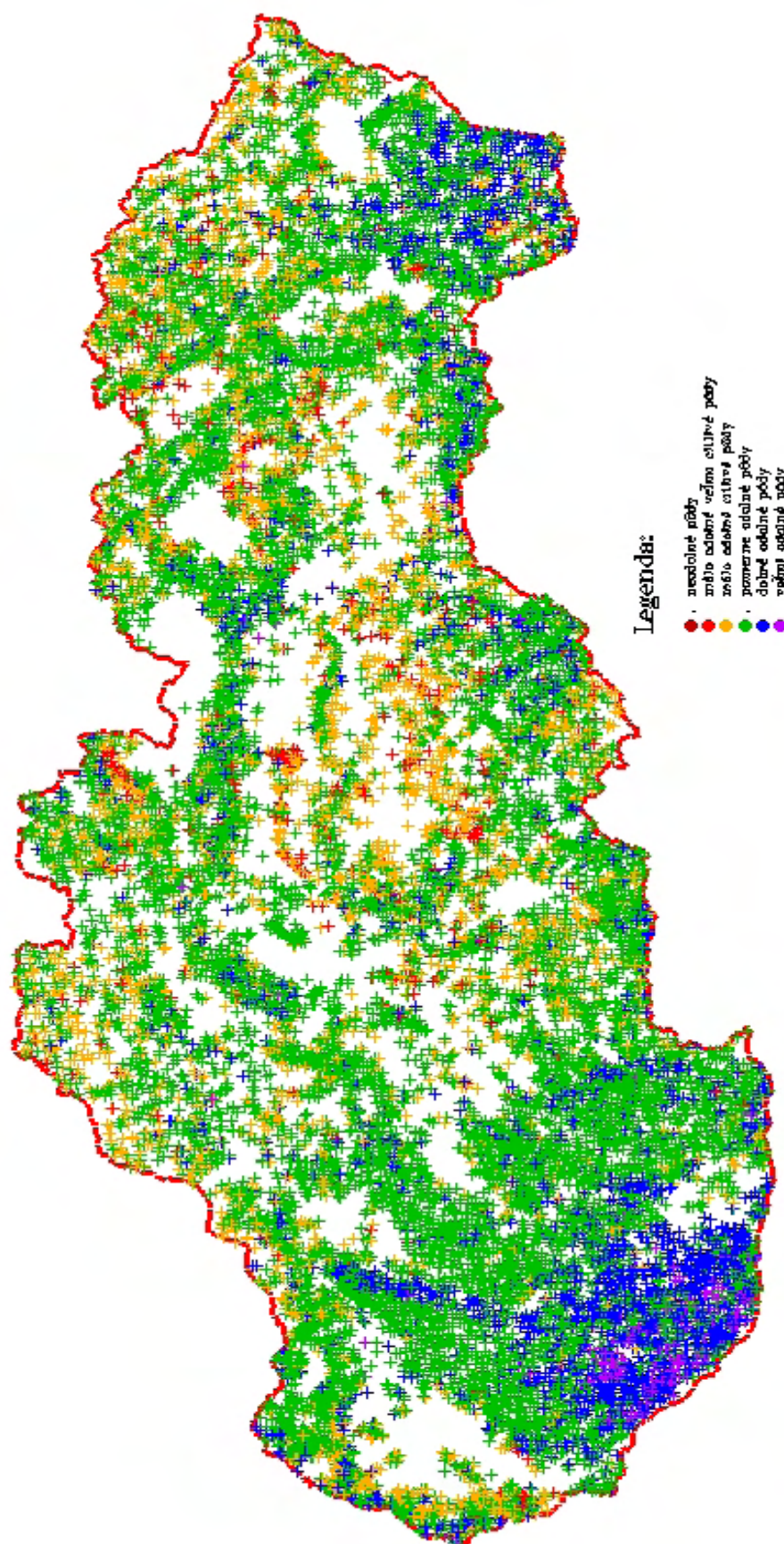
Imobilizácia ťažkých kovov	Stupeň odolnosti	odolnosť pôdy
Najnižšia	0 (červená)	najmenej odolné
	1 (žltá)	
	2 (svetlozelená)	
	3 (tmavozelená)	
Najvyššia	4 (fialová)	najviac odolné

Ide o prvú aproximáciu riešenia problému, ktorým sa v budúcnosti chceme detailnejšie zaoberať.

Literatúra

HRONEC, O.: Exhaláty – pôda – vegetácia, Monografia, TOP, s r.o., Prešov
 JURÁNI, B., 1996: Ochrana agrochemických a ekologických vlastností pôd. In: Zb. Ochrana pôdy, výzva pre budúcnosť. Tále.
 MATÚŠKOVÁ, L. - VOJTÁŠ, J., 2000: Pedochemické anomálie a eliminácia vstupu rizikových prvkov do potravinového reťazca. VTP 27-07, Bratislava.
 Výberové sondy KPP, AISOP, VÚPOP, Bratislava

Mapa 1 Mapa odolnosti půd voči kontaminácii



Nové trendy v mapovaní kritických zát'aží lesných pôd na Slovensku

New Trends in Mapping of Critical Loads in Forest Soils of Slovakia

Jozef MINĎÁŠ - Pavel PAVLENDÁ

Lesnícky výskumný ústav, T.G. Masaryka 22, 960 92 Zvolen, SR, e-mail: Mindas@fris.sk

Abstrakt

Koncept kritických úrovní a kritických zát'aží pri hodnotení a mapovaní zraniteľnosti prírodného prostredia znečisteným ovzduším a najmä následnými účinkami depozície na prírodné receptory sa rozvíja v Európe od polovice osemdesiatych rokov. Kritická zát'až vyjadruje citlivosť ekosystému voči dlhodobému pôsobeniu danej škodliviny. Porovnaním skutočných depozícií s kritickou zát'ažou možno kvantifikovať prekračovanie tejto medze citlivosti (zraniteľnosti) ekosystému. Príspevok podáva prehľad o aktuálnom stave a trendoch v mapovaní kritických zát'aží lesných pôd na Slovensku. Uvedené sú tu vybrané výsledky kalkulácií kritických zát'aží pre síru a dusík, resp. pre celkovú aciditu (celoplošne) a pre ťažké kovy – na príklade Cd a Pb – (v súbore trvalých monitorovacích plôch), ako aj prvé výsledky aplikácie jedného z dynamických modelov (VSD – Very Simple Dynamic Soil Acidification Model).

Kľúčové slová: mapovanie, lesná pôda, kritická zát'až, Cd a Pb, VSD model

Abstract

A concept of critical levels and critical loads at vulnerability assessment and mapping of natural environment polluted by air and particularly by subsequent impacts of deposits on natural receptors has been developed in Europe since half of eighties. Critical load represents vulnerability of ecosystem to the long-term action of given harmful substance. By comparison of real deposits with critical loads can be quantify exceeded limits of this susceptibility (vulnerability) in ecosystem. The paper provides a review about actual situation and trends in mapping of forest soils critical loads in Slovakia. There are presented selected results of critical loads calculation for sulphur and nitrogen or total acidity (in national scale) and for heavy metals – on example Cd and Pb (in the set of permanently monitoring areas), as well as first results found by application of one dynamic model VSD (Very Simple Dynamic Soil Acidification Model).

Keywords: mapping, forest soil, critical load, Cd and Pb, VSD model

Koncept kritických úrovní a kritických zát'aží pri hodnotení a mapovaní zraniteľnosti prírodného prostredia znečisteným ovzduším a najmä následnými účinkami depozície na prírodné receptory sa rozvíja v Európe od polovice osemdesiatych rokov. Rozvoj aplikácií výpočtov a mapovania kritických zát'aží súvisí s UN/ECE Konvenciou o diaľkovom znečistení ovzdušia (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – CLRTAP). Výsledky mapovania kritických zát'aží priebežne poslúžili pre formulácie ďalších protokolov s politickým dosahom (Helsinki, Sofia, Oslo), a záväzkami na ďalšie znižovanie emisií.

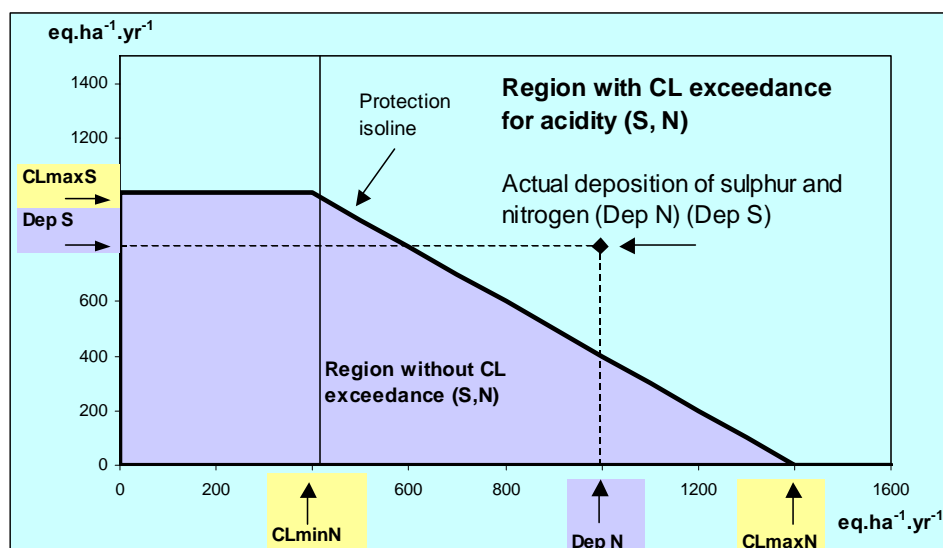
Program mapovania kritických zát'aží (KZ) koordinuje CCE v RIVM Bilthoven v Holandsku a prešiel už viacerými etapami. Mapovanie KZ sa spočiatku zameralo na **dusík a síru** ako hlavné zložky depozície spôsobujúce zakyslenie pôd a narušovanie ekosystémov. Kritická zát'až (critical load – CL) pre síru a dusík je definovaná ako maximálne množstvo depozície síry a dusíka, ktoré nespôsobí

dlhodobé poškodenie štruktúry a funkcií ekosystému. Princípom metódy stanovenia KZ je výpočet neutralizačnej kapacity prírodného prostredia tak, aby nedochádzalo k acidifikácii prostredia a poškodzovaniu ekosystémov. Kritická záťaž teda vyjadruje citlivosť ekosystému voči dlhodobému pôsobeniu danej škodliviny. Porovnaním skutočných depozícií s kritickou záťažou možno kvantifikovať prekračovanie tejto medze citlivosti (zraniteľnosti) ekosystému.

Prvé oficiálne mapy boli spracované pre štvorce EMEP (150 x 150 km) v roku 1993. Postupne sa vytvorili národné centrá (national focal points), ktoré zodpovedajú za upresnenie vstupných údajov a aktualizované kalkulácie. Modely metodicky vychádzajú z rovnice hmotovej bilancie prvkov dôležitých z hľadiska depozičných vstupov a procesov ich tlmenia (steady-state mass balance), pričom sú definované zložky v tejto bilancii (depozičné vstupy báz, ich zvetrávanie, príjem – odčerpávanie drevinami, vymývanie a pod.).

Princíp hodnotenia KZ a rozhodovaní o nutnosti zníženia vstupov S, N alebo oboch elementov je zrejmy z nasledovného obrázka.

Obr. 1 Vzťah medzi depozíciou síry a dusíka a kritickým záťažami acidity pre síru a dusík a kritickou záťažou nutričného dusíka



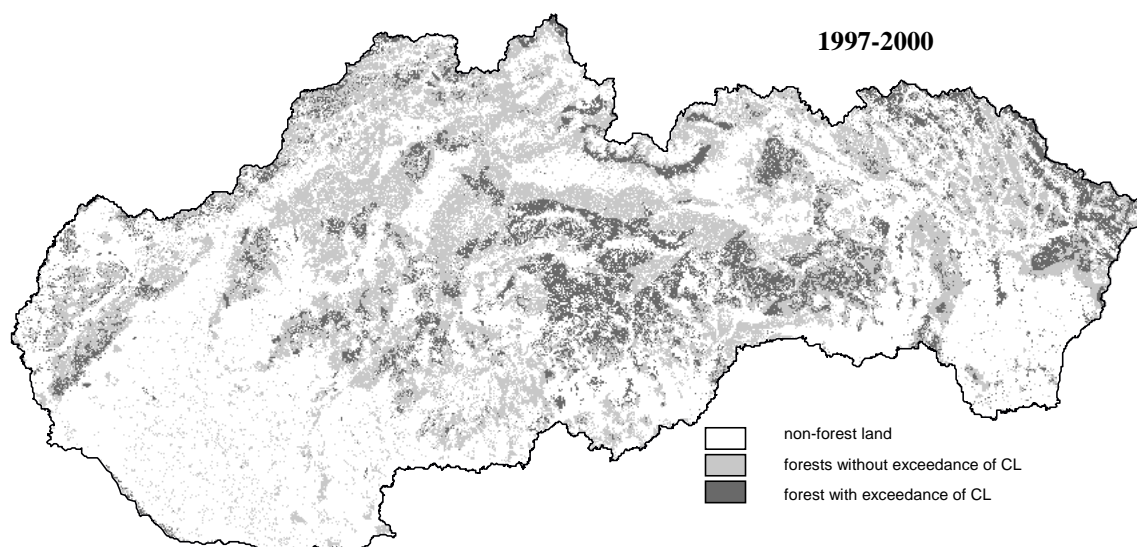
Výsledky mapovania kritických záťaží pre dusík, síru a celkovú aciditu (resp. ich prekračovania) pre podmienky Slovenskej republiky boli v predchádzajúcom období viackrát aktualizované a publikované (Mind'áš et al. 1999a, b, Závodský et al. 1999). K prekračovaniu kritických záťaží podľa depozičných údajov za rok 1990 dochádzalo na 50 % výmery lesných pôd Slovenska, za rok 1995 to bolo len 31 % výmery lesných pôd Slovenska. Mierne zlepšenie indikujú ďalšie aktualizované výsledky so zohľadnením regionálnych rozdielov v depozícii (obr. 2).

Podrobnejšie tiež boli spracované kritické záťaže pre menšie modelové územia (Mind'áš et al., 2000a).

Popri kalkuláciách a mapovaní kritických záťaží pre síru, dusík a celkovú aciditu a metodicky ďalej overovali možnosti kalkulácií kritických záťaží pre **ťažké kovy**. Princíp hodnotenia je podobný ako pri vyššie uvedenom hodnotení pre síru a dusík, t.j. vychádza z predpokladu, že každý ekosystém má iba limitovanú kapacitu na zvládnutie príslušného inputu danej znečisťujúcej zložky bez poškodenia flóry a/alebo fauny. Kým pri kalkulácii KZ pre dusík a síru je základom hodnotenie neutralizačnej kapacity príslušnej zložky prostredia, pri kalkuláciách KZ pre ťažké kovy sú použité dva rôzne prístupy: „effect-based load“ (táto kritická záťaž znamená hodnotu depozície, ktorá nevedie k vzostupu koncentrácie ťažkého kovu na kritickú hodnotu koncentrácie v definovanej zložke pôdy) a „stand-still load“ (depozícia, ktorá nevedie k žiadnej ďalšej akumulácii ťažkého kovu v pôde).

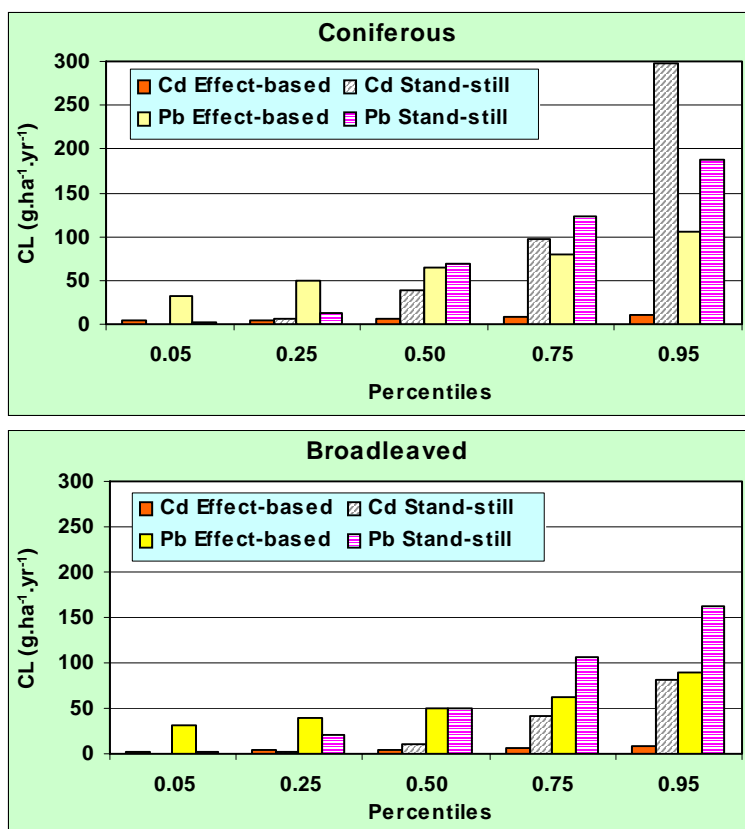
Pre podmienky lesných pôd Slovenska boli kalkulácie v prvej fáze overované na príklade kadmia a olova pre 111 trvalých monitorovacích plôch Čiastkového monitorovacieho systému Lesy (Mind'áš et al. 2000b).

Obr. 2 Prekračovanie kritických záťaží pre aciditu lesných pôd Slovenska



Výsledky naznačujú, že časť lesných pôd je stále ohrozená depozíciou ťažkých kovov. Zároveň treba konštatovať, že kalkulácie sú mimoriadne náročné na vstupné údaje a vyžadujú si aj ďalšie experimentálne práce pre ich upresnenie – či už z hľadiska depozičných procesov a poznatkov o depozícii jednotlivých ťažkých kovov, ale najmä z hľadiska poznatkov o mobilite ťažkých kovov a prechodov medzi jednotlivými fázami v pôdnom roztoku.

Obr. 3 Vypočítané percentily kritických záťaží (CL-effect based a stands-still loads) kadmia a olova pre ihličnaté a listnaté lesné ekosystémy na Slovensku



V rámci aktivít koordinujúcich inštitúcií je ďalším krokom hodnotenie kritických záťaží pre **perzistentné organické látky**. Pre podmienky lesných pôd Slovenska sme zatiaľ k tomuto hodnoteniu nepristúpili.

Vyššie uvedené postupy pre hodnotenie kritických záťaží nezohľadňujú časový priebeh efektov jednotlivých zložiek depozícií. Zvlášť pre hodnotenie kyslej depozície a acidifikačných procesov je dôležité akceptovať základné poznatky o tom, že medzi depozíciou, jej účinkom z hľadiska geochemických procesov a následne aj biologickou odozvou živého systému dochádza k časovému posunu (Damage Delay Time – DDT). Podobne po poklese depozície pod hranicu kritickej záťaže trvá dlhší čas, kým sa prejaví efekt poklesu na novej chemickej rovnováhe receptora a na biologickom systéme (Recovery Delay Time – RDT). Kým pri statických modeloch môžu nastať dva prípady (depozícia prekračuje alebo neprekračuje kritickú záťaž), pri dynamických modeloch sa pri akceptácii časových posunov v odozve ekosystému na depozíciu rozlišujú viaceré prípady podľa vývoja depozície (napr. kritická záťaž už nie je prekračovaná, ale k priaznivej odozve v systéme ešte nedošlo). Preto ďalším krokom v hodnotení kritických záťaží sú **dynamické modely**.

V súčasnosti existuje viacero dynamických modelov, ktoré možno použiť pre modelovanie vývoja na regionálnej úrovni:

VSD – Very Simple Dynamic Soil Acidification Model

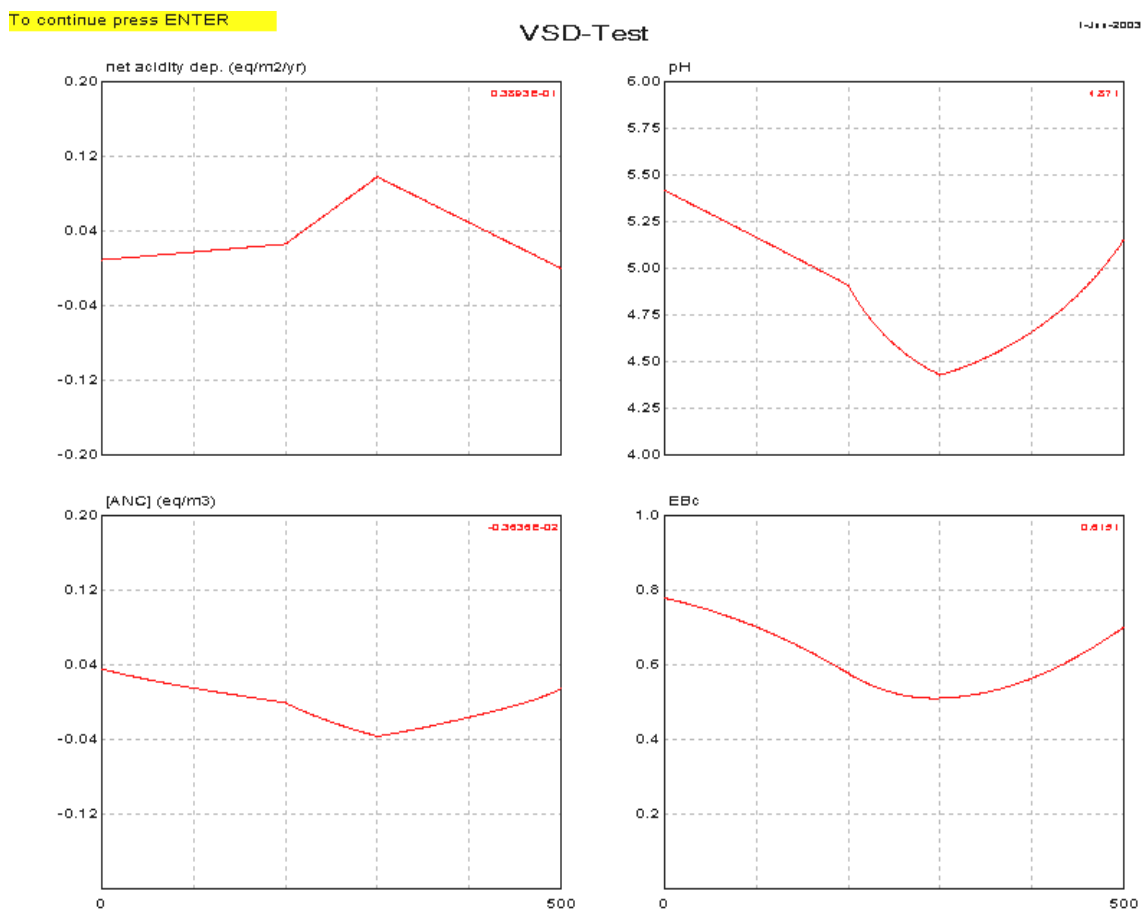
SMART – Simulation Model for Acidification's Regional Trends

SAFE – Soil Acidification in Forest Ecosystems

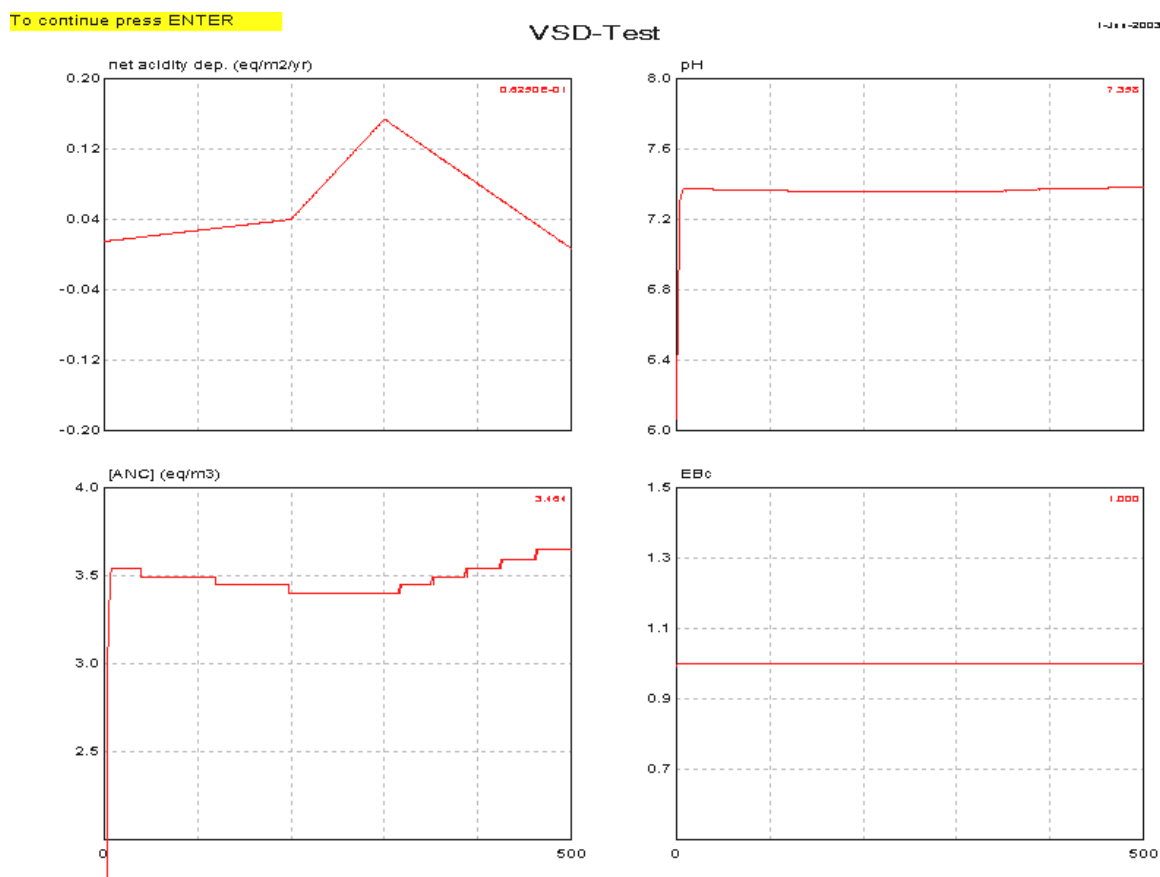
MAGIC – Model of Acidification of Groundwater in Catchments

Najjednoduchší z uvedených modelov je VSD model, ktorý sme overili opäť na základe vstupných údajov zo súboru 111 trvalých monitorovacích plôch.

Obr. 4 Vybrané hodnoty VSD modelu pre trvalú monitorovaciu plochu A7



Obr. 5 Vybrané hodnoty VSD modelu pre trvalú monitorovaciu plochu S5



Na obrázkoch 4 a 5 sú uvedené grafické výstupy modelu pre vybrané vstupné, resp. výstupné parametre (depozícia, pH, neutralizačná kapacita a desatinným číslom vyjadrený stupeň nasýtenia E_{BC}) na príklade dvoch trvalých monitorovacích plôch s rozdielnymi pôdnymi vlastnosťami: arenozem s extrémne nízkou tlmivosťou a rendzina s vysokou tlmivosťou.

Prvé predbežné výsledky kalkulácií pomocou VSD modelu pre lesné pôdy Slovenska ukazujú, že tento model by mohol byť užitočným nástrojom pre ďalšie hodnotenie vplyvu depozícií na lesné pôdy. V najbližšej budúcnosti je však potrebná verifikácia a detailná analýza vstupných dát pre model, analýza citlivosti jednotlivých vstupných údajov pre rôzne stanovištné podmienky a rôzne depozičné vstupy a upresnenie depozičných scenárov a následne aj prognóz vývoja pôd lesov Slovenska. Samozrejme, dôležitá tesná medzinárodná spolupráca a hodnotenie vývoja depozícií a pôd v rôznych krajinách v porovnateľných stanovištných a depozičných pomeroch.

Literatúra

- MINDÁŠ, J. - PAVLEND, P. - ŠKVARENINA, J. - KUNCA, V. - KREMLER, M. - PUKANČÍKOVÁ, K. - ZÁVODSKÝ, D., 1999a: Critical loads as the concept of determination of forest soil acidification. Soil Conservation in Large-Scale Use. Proceedings from International Conference, May 12-15, 1999, Bratislava, Slovak Republic: 197 – 205.
- MINDÁŠ, J. - PAVLEND, P. - ŠKVARENINA, J. - KREMLER, M. - PUKANČÍKOVÁ, K. - ZÁVODSKÝ, D., 1999b: Critical loads of acidity for Slovak forest ecosystems. Meteorologický časopis - Meteorological Journal. 2, 1: 15 – 24.
- MINDÁŠ, J. - PAVLEND, P., 2000a: Hodnotenie kritických záťaží síry a dusíka lesných pôd v modelovom území Nízkych Tatier. Lesnícky časopis - Forestry Journal. 46, 2: 173 – 186.
- MINDÁŠ, J. - KREMLER, M. - PAVLEND, P. - ŠKVARENINA, J., 2000b: Výsledky hodnotenia kritických záťaží vybraných ťažkých kovov pre lesné pôdy. Meteorologický časopis – Meteorological Journal. 3, 2: 39 – 46.

- POSCH, M. - HETTELING, J.P. - DE VRIES, W. - SVERDRUP, H. - WRIGHT, R.F., 2002: Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition (Draft). UNECE CLRTP, WG Effects, PCP Modelling and Mapping.
- ZÁVODSKÝ, D. - PUKANČÍKOVÁ, K. - MINĎÁŠ, J. - PAVLENDÁ, P. - ŠKVARENINA, J., 1999: Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. National Focal Center Report – Slovakia. In: Posch, M. - deSmet, P. - Hettelingh, J.P. - Downing, R.J. (eds.): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1999, Coordination Center for Effects, RIVM The Netherlands 1999: 133 – 138.

Půdní charakteristiky imisní oblasti Jizerské hory

Soil Characteristics in the Imission Region Jizerské hory

Lenka MLÁDKOVÁ - Luboš BORŮVKA - Ondřej DRÁBEK

Katedra pedologie a geologie, ČZU Praha, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, ČR,
e-mail: mladkova@af.czu.cz

Abstrakt

Důvodem našeho zájmu o oblast Jizerských hor je její velké zatížení imisemi v minulosti a reakce prostředí na tuto skutečnost. Tato studie je zaměřena na zkoumání půdních charakteristik a jejich porovnání vzhledem k dřevinnému složení lesního porostu a vzhledem k exponovanosti stanovišť související se zastoupením společenstev třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Měřením nebyl zcela jednoznačně potvrzen předpoklad, že půdy pod smrkovými porosty jsou výrazně kyselější a kvalita jejich organické hmoty je horší než u porostů bukových. Další třídící faktor – exponovanost ukázal, že nejvýše položené lokality nabývají nejpriznivějších hodnot sledovaných půdních charakteristik. Třídění podle zastoupení společenstev třtiny chloupkaté na sledovaných lokalitách podpořilo předpokládanou souvislost exponovanosti, trvalého travního porostu a půdních vlastností. Prokázalo se, že ve vyšších partiích, kde je více zastoupen travní porost než lesní jsou z hlediska sledovaných vlastností půdy kvalitnější než lesní půdy nižších oblastí.

Klíčová slova: půdní vlastnosti, imisní zatížení, dřevinné společenství, Jizerské hory

Abstract

Our interest reason for Jizerské hory region was its large load by imissions in the past and environmental response on this fact. This study is oriented to the investigation of soil characteristics and their comparison in aspect to the wood composition of forest and the sites exposure connected with bul-rush communities (*Calamagrostis villosa*) occurrence. Our measurements did not wholly confirm assumptions that soils under spruce cover are markedly more acid and their organic matter is worse than at beech cover. Further classifying factor – exposure – showed that highest locations have got most favourable values of the observed soil characteristics. Classification according to bul-rush community's occurrence in the observed locations supported assumed continuity of exposure, permanent grassland and soil properties. It was proved, that in higher positions where is recognized more frequent occurrence of grassland than forest, soils have got higher quality than forest soils in lower situated areas.

Keywords: soil properties, imission load, wood communities, Jizerské hory

Imisní oblast Jizerské hory je předmětem zájmu řady výzkumů hydrologických, lesnických i pedologických. Důvodem tohoto zájmu je velké zatížení imisemi v minulosti, vznik rozsáhlé imisní holiny a další vývoj celého systému v současných podmínkách. Tento projekt je zaměřen na zkoumání půdních charakteristik celé oblasti masivu Jizerských hor a jejich porovnání například v závislosti na porostu, půdním typu nebo na nadmořské výšce. Původní předpoklad projektu byl porovnat druhy lesních porostů z hlediska dřevinné skladby. Vzhledem ke zmiňované rozsáhlé imisní holině bylo ale třeba přihlídnout i k travním společenstvům, především společenstvům třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Ta nahradila převážně smrkové porosty vrcholových partií hor. Spolu s metličkou křivolakou (*Deschampsia flexuosa*) pozitivně reagují na prosvětlení porostů v našem případě jako

důsledku jejich odumírání a i na zvýšený přísun některých prvků, například N, v podobě imisí. Soukupová (1996) uvádí, že v nenarušených stinných smrčínách nezaujímá vegetační kryt více jak 60 % povrchu. Pro expanzivní rozvoj třtiny chloupkaté jsou nejdůležitější stadia se stupněm narušení porostu mezi 1 a 2 (při olistění stromů mezi 50 – 60 %). V těchto stádiích dochází k maximální produkci biomasy a po té navazuje plošná expanze druhu. Zastoupení metličky křivolaké nevykazuje jednoznačný trend šíření v souvislosti se stupněm imisního poškození. Teprve v pokročilých stádiích rozpadu lesa lze celoplošné rozšíření tohoto druhu uvádět do souvislosti s imisním zatížením.

Porovnáním půd pod porosty dřevin a bylin se zabývali i Kozák, Borůvka (1998) a Borůvka et al. (1999). Z jejich výzkumů plyne, že půdy trvalých travních porostů v obdobných oblastech jsou z hlediska základních půdních vlastností kvalitnější než lesní půdy. Je proto vhodné zabývat se touto problematikou i v případech imisních oblastí, tedy oblastí se spontánně vzniklými trvalými travními porosty.

Metody

V roce 2002 proběhl jednorázový odběr vzorků půd. Na každé lokalitě byla vykopána sonda 50 x 50 cm a z každého horizontu, pokud to jeho mocnost dovolila, byl odebrán vzorek. Na 98 lokalitách bylo odebráno celkem 251 půdních vzorků. Odběrem bylo pokryto téměř celé území masivu Jizerských hor a to v hustotě zhruba 1 sonda na 2 ha. Každá lokalita byla popsána z hlediska expozice, lesnické typologie, stáří porostu, zastoupení druhů dřevin a společenstev třtiny chloupkaté a zaměřena pomocí GPS.

Odebrané vzorky byly usušeny a přesáty přes síto o průměru ok 2 mm. Dosud byly v celém souboru vzorků zjištěny tyto půdní charakteristiky: kvalita organické hmoty popsána barevným kvocientem $Q_{4/6}$, pH_{H_2O} a pH_{KCl} . Měření dalších charakteristik probíhá.

Výsledky a diskuse

První sledovanou závislostí je vztah půdních vlastností k typu lesního porostu, tedy jeho dřevinné skladbě.

Kvalita půdní organické hmoty popsána barevným kvocientem $Q_{4/6}$ se u půd smrkových, smíšených a bukových porostů v horizontu O (soubor horizontů nadložního humusu lesních půd F-H) významně nelišila. Rozdíl v kvalitě půdní organické hmoty těchto porostů nebyl prokázán ani u vnitřních horizontů B (jde zejména o horizonty: kambický Bv a procesem podzolizace obohacené Bhs a Bs).

V případě pH lze na všech čtyřech grafech (viz příloha 1), tedy u pH_{H_2O} i pH_{KCl} a v horizontech O i B, dokumentovat, že půdy pod smrkovým porostem jsou kyslejší než pod porostem bukovým, většinou však nejde o rozdíl statisticky významný. Výjimku tvoří rozložení pH_{KCl} v horizontu B, zde se jedná o statisticky významný rozdíl v půdní výměnné reakci mezi smrkovým a bukovým porostem. Do tohoto hodnocení nelze spolehlivě zařadit smíšené porosty, neboť těch bylo na sledovaném území vytypováno daleko méně než druhově monokulturních porostů (smrkový porost – 74 lokalit, smíšený porost ze SM a BK – 6 lokalit, bukový porost – 18 lokalit).

Další sledovanou závislostí je vztah exponovanosti lokality k půdním charakteristikám. Exponovanost je v našem případě chápána příslušnost lokality k jedné ze skupin a-c. Tyto skupiny jsou definovány jako: a lokality s nadmořskou výškou přes 900 m n.m., b lokality s nadmořskou výškou od 800 do 900 m n.m., c lokality položené níže než 800 m n.m. Vrcholové partie byly v minulosti nejvíce vystaveny imisím, respektive suché depozici například síry, proto je použit termín exponovanost.

Z grafů v příloze 2 je patrné, že na lokalitách s nejvyšší nadmořskou výškou, tedy nejedlonovnějších (a) nabývají uváděné půdní vlastnosti paradoxně lepších hodnot než u lokalit níže položených a tedy méně exponovaných. Kvalita organické hmoty je v horizontu O statisticky významně vyšší u varianty a oproti variantě b a c. V horizontu B jsou již tyto rozdíly setřeny a neexistuje prokazatelný rozdíl mezi variantami. Oba typy půdní reakce vykazují v horizontu O průkazný pokles pH s poklesem nadmořské výšky. V horizontu B je tento trend patrný již pouze u pH_{H_2O} , ale není statisticky významný. V případě pH_{KCl} nejsou rozdíly mezi variantami.

V uváděných půdních vlastnostech neexistují významné rozdíly mezi půdními typy, viz příloha 3. Výjimkou je graf popisující $Q_{4/6}$ v horizontu O. Tento graf podporuje tvrzení o lepších půdních

vlastnostech výše položených lokalit. Půdní typy vyskytující se ve vyšších polohách (PZ, RG, RN) mají prokazatelně vyšší kvalitu organické hmoty než půdní typy nižších poloh (KA).

Porovnání lokalit z hlediska zastoupení třtiny chloupkaté podpořilo předpoklad o pozitivním působení těchto porostů na základní půdní charakteristiky. V horizontu O dosahují oba typy pH vyšších hodnot na lokalitách, kde má třtina 100 % pokryvnost oproti lokalitám, na kterých není zastoupena. V horizontu B platí toto tvrzení pouze u $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. Ve všech případech jde ovšem o rozdíly statisticky nevýznamné. V případě hodnocení kvality organické hmoty, je situace odlišná. Zde je prokazatelný vliv třtiny na kvalitu organické hmoty v horizontu O. V horizontu B se významně liší varianty bez třtiny a s ostrůvkovitým zastoupením porostů třtiny.

Závěr

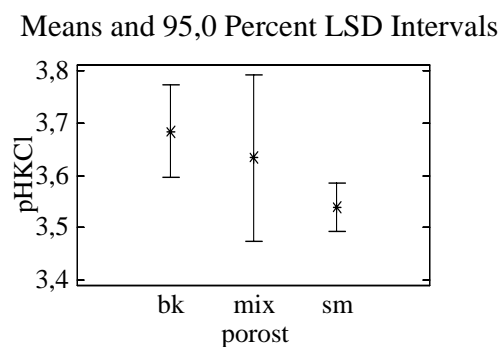
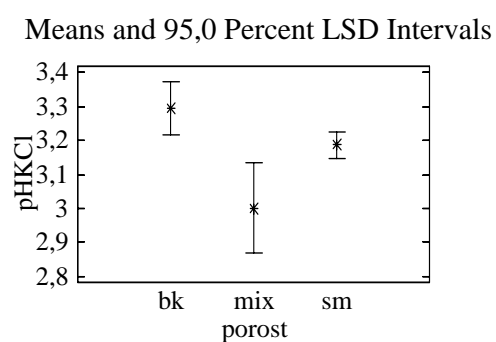
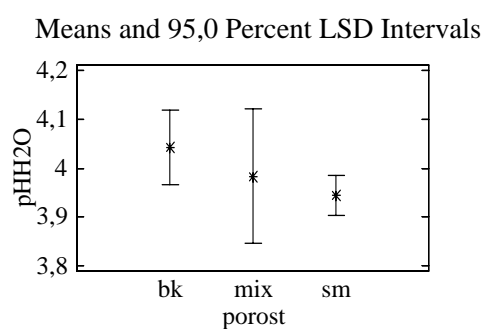
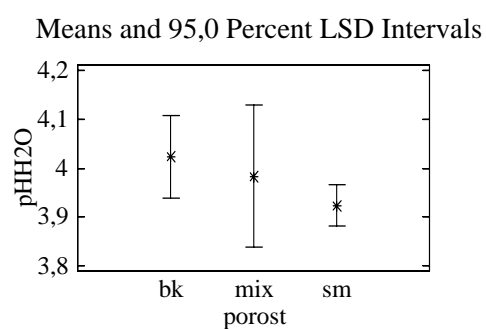
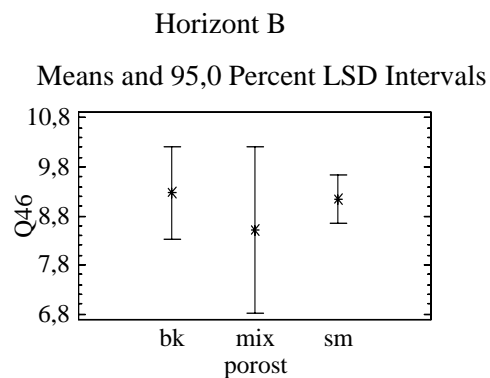
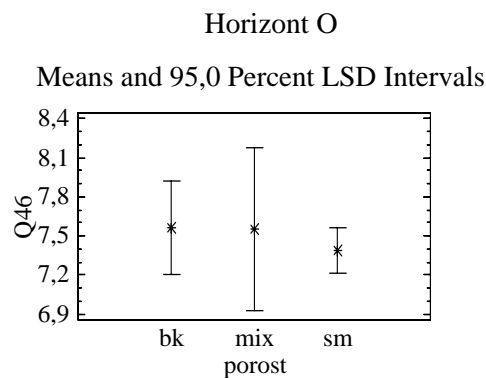
Uvedené výsledky lze shrnout následovně. Na území masivu Jizerských hor jsou sledované půdní charakteristiky méně příznivé v oblastech s nižší nadmořskou výškou než ve vrcholových partiích, což neodpovídá jejich dřívějšímu zatížení imisemi. Na rozsáhlé části nejvyšších partií Jizerských hor vznikla v minulosti imisní holina, krytá prakticky souvislým porostem třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Tento nový stav měl pravděpodobně největší podíl na utváření nových půdních podmínek. Nekvalitní opad smrkových porostů nahradila každoročně odumírající třtina s vlastnostmi pro půdu daleko příznivějšími. Tato relativně krátce trvající situace doposud výrazně ovlivnila pouze nejsvrchnější půdní horizonty.

Tento příspěvek byl podpořen grantem č. QC 1250 Národní agentury pro zemědělský výzkum při MZe ČR.

Literatura

- BORŮVKA, L. - KOZÁK, J. - DRÁBEK, O., 1999: Species of Al ions in soils of north Bohemian mountains as related to selected soil characteristics, *Rostlinná výroba*, 45, 229 – 236.
- KOZÁK, J. - BORŮVKA, L., 1998: Species of Al ions as related to some characteristics of both agricultural and forest soils of the Šumava region, *Rostlinná výroba*, 44, 419 – 426.
- SOUKUPOVÁ, L., 1996: Víceletá dynamika rozvoje *Calamagrostis villosa* v acidifikovaných horských smrčinách středních Sudet, *Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, sborník z konference, Opočno*, 321 – 326.

Příloha 1 Závislost půdních vlastností na typu lesního porostu

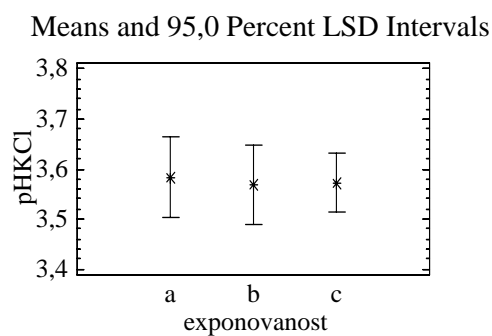
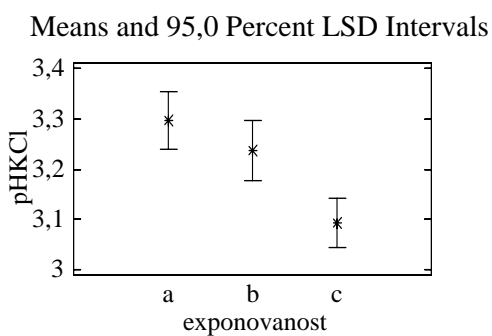
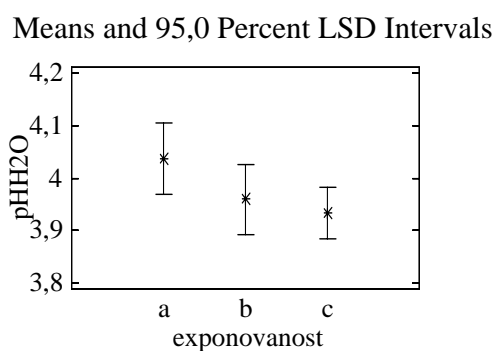
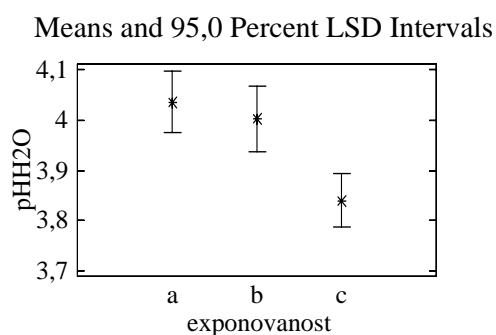
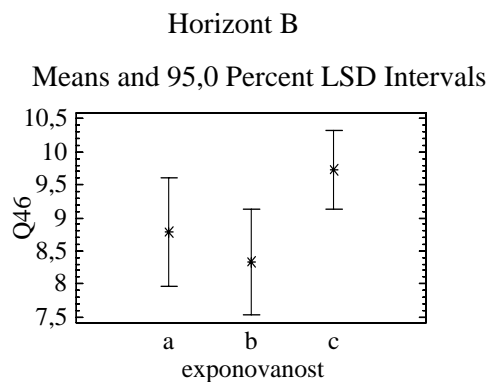
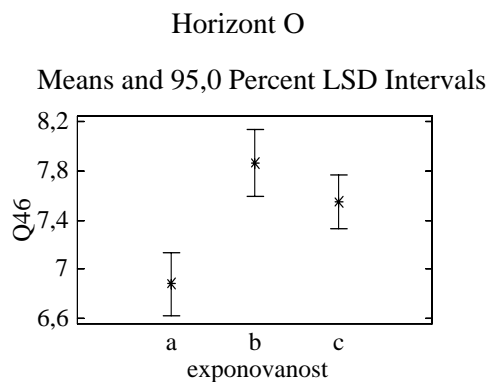


sm – smrkový porost – 74 lokalit

mix – smíšený porost – 6 lokalit

bk – bukový porost – 18 lokalit

Příloha 2 Závislost půdních vlastností na exponovanosti

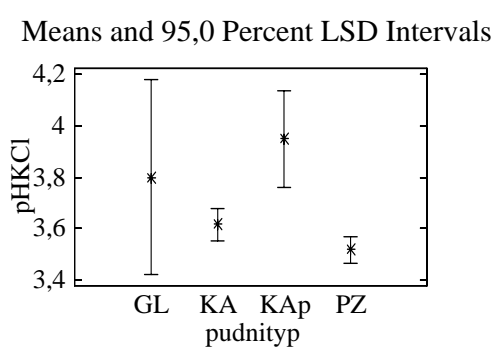
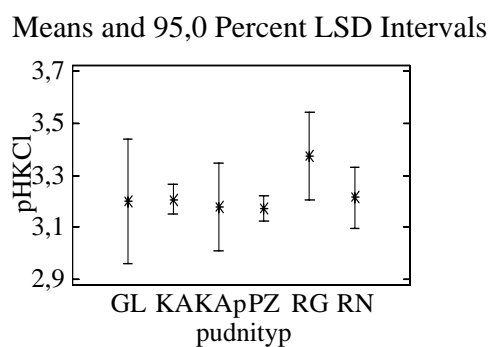
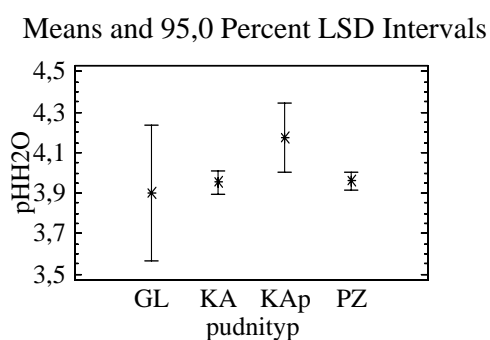
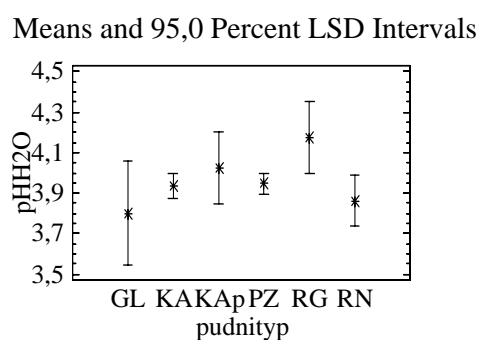
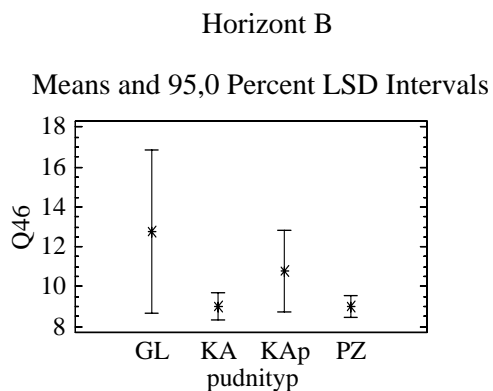
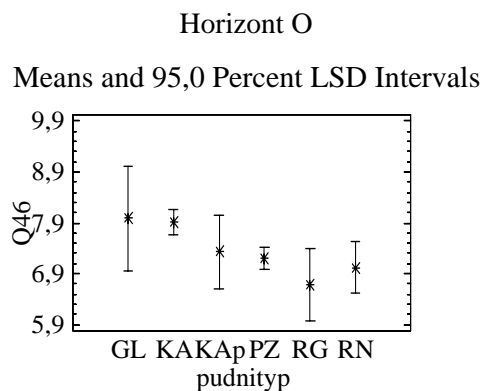


a – 30 lokalit s nadmořskou výškou přes 900 m n.m.

b – 27 lokalit s nadmořskou výškou od 800 do 900 m n.m.

c – 41 lokalit položených níže než 800 m n.m.

Příloha 3 Závislost půdních vlastností na půdním typu



GL – glej, 2 lokality

KA – kambizem, 34 lokalit

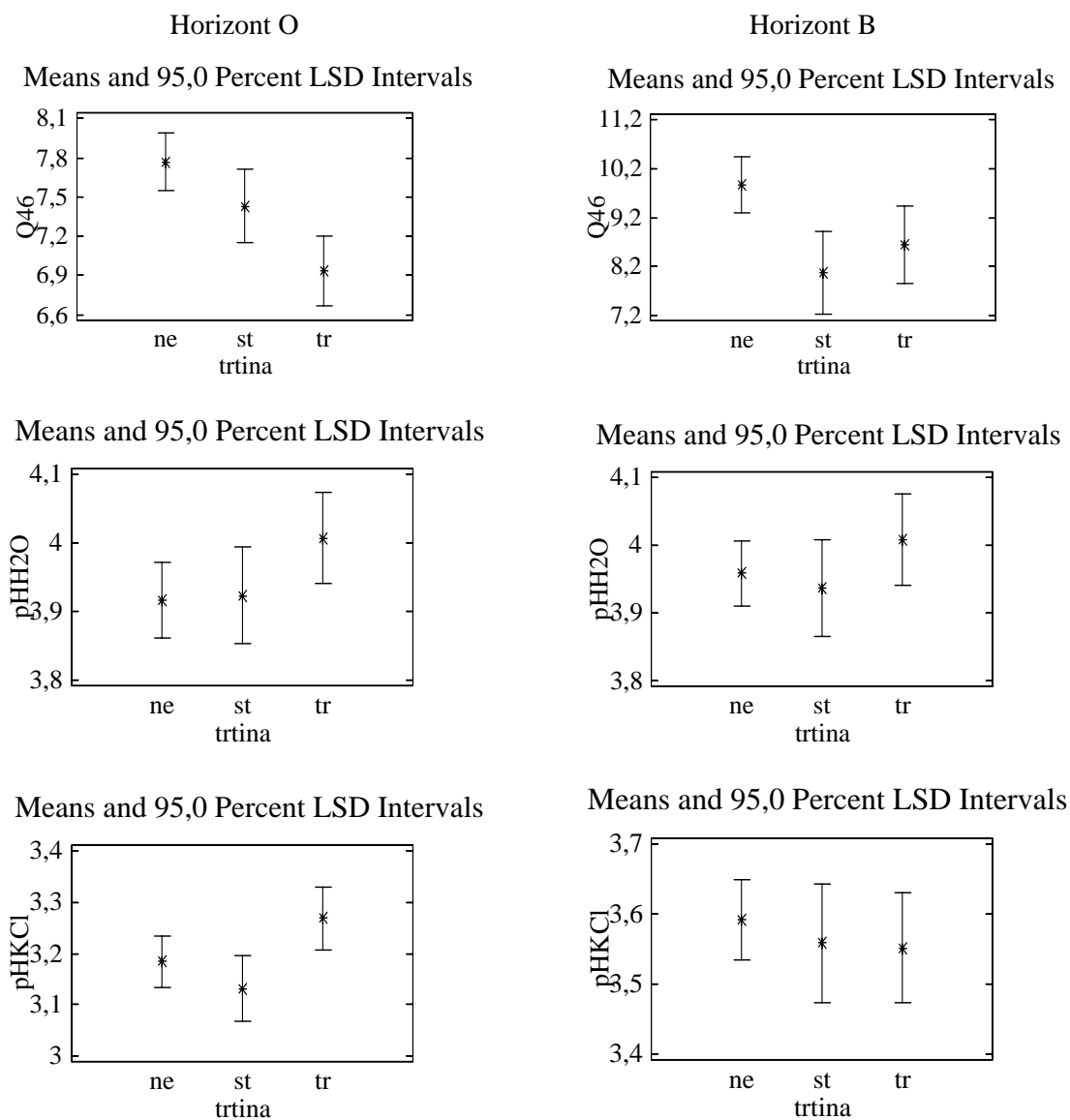
Kap – kambizem var. podzolovaná, 4 lokality

PZ – podzol, 49 lokalit

RG – regozem, 3 lokality

RN – ranker, 6 lokalit

Příloha 4 Závislost půdních vlastností na zastoupení porostů třtiny chloupkaté



ne – 43 lokalit bez porostů třtiny chloupkaté

st – 26 lokalit s ostrůvkovitým výskytem třtiny chloupkaté

tr – 29 lokalit se 100 % pokryvností třtiny chloupkaté

Přístupy k řešení limitních hodnot stopových prvků k ochraně transferové cesty půda – rostlina

Approaches to the Solution of Trace Elements Limiting Values for the Transfer Pathway Soil – Plant

Jan NĚMEČEK ¹⁾ - Eliška PODLEŠÁKOVÁ ²⁾ - Radim VÁCHA ²⁾

¹⁾Česká zemědělská univerzita Praha, katedra pedologie a geologie, Kamýcká 129, Praha 6-Suchbát, ČR, e-mail: jan.nemeczek@af.czu.cz

²⁾Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, ČR, e-mail: vacha@vumop.cz

Abstrakt

Příspěvek popisuje strategii řešení kritických hodnot stopových prvků pro transferovou cestu půda – rostlina. Zákonitosti transferu prvků do testovacích rostlin byly sledovány v nádobových pokusech a v polních podmínkách při srovnání s transferem z extrémně zatížených půd. Kritické (limitní) hodnoty ochrany kvality a kvantity rostlinné produkce byly odvozeny pomocí vícenásobné regresní analýzy z obsahu a mobility stopových prvků v půdě, faktorů určujících tuto mobilitu a obsahu rizikových prvků v užitné biomase rostlin při překročení limitů zátěže rostlin.

Klíčová slova: transferová cesta půda – rostlina, stopové prvky, kritické hodnoty, fytotoxicita

Abstract

The contribution describes the solution strategy of trace elements critical values for the transfer pathway soil plant. The transfer rules of trace elements into testing plants were investigated in both experiments in filed conditions and compared with the transfer from extremely loaded soils. Critical (limiting) values of the protection of both quality and quantity of crop production were derived by means of the multiple regression analysis of the contents and mobility of trace elements in soils, factors determining this mobility and the content of trace elements in the biomass of plants after the standards of plant loads had been exceeded.

Keywords: transfer path soil – plant, trace elements, critical values, phytotoxicity

Úvod

Příspěvek se zaměřuje na strategii řešení limitních hodnot stopových prvků v půdě pro transferovou cestu půda-rostlina. Nezabývá se posuzováním navrhovaných hodnot konkrétních limitů. Nutno konstatovat, že řešení této problematiky bylo po dlouhou dobu zanedbáváno.

Postup řešení problému

Kritické hodnoty rizikových prvků (RP), zahrnuté ve vyhlášce MŽP 13/1994 Sb v podstatě vycházely z německého návrhu Klokeho, zapracovaného do legislativy (Abf. Klär., BGB 1992). Tyto hodnoty sloužily k regulaci čistírenských kalů do půdy. Obdobné hodnoty jsou zařazeny do legislativy mnoha států i do doporučení EU (1968). Původně většinou půdně nediferencované a na pH 6,5 vázané limity nebyly exaktně zdůvodněny.

Naši prvotní snahou bylo diferencovat tyto hodnoty pro ochranu potravního řetězce a zabránění fytotoxicity pro několik skupin půd. V nádobových pokusech s odstupňovanou simulovanou zátěží vzorků RP významných reprezentantů půd ČR solemi RP jsme prokázali, že i při úpravě půd na pH

6,5 se i u RP s výrazně na pH závislou mobilitou v půdě uplatňují specifické rysy vazeb RP v půdě. Odráží se to: v diferencovaném příjmu Cd, Zn, Ni, Cu testovanými rostlinami (Cd : RGr > LUm > KPm > CEm; Zn a Ni: > Cem > KPm), – ve fyto toxicitě (RGr > LUm).

Na základě těchto pokusů a sekvenčních analýz reprezentativních půd byla tehdy navržena diferenciace Klokeho hodnot podle šesti stupňů půd. Z nich byla do vyhlášky MŽP 13/1994 Sb. přijata pouze diferenciace na dvě skupiny půd.

Tyto pokusy však přinesly i poznatek, že v pokusech se simulovanou zátěží rozpustnými solemi RP dosahujeme v půdě zvýšené, u málo pufrovaných půd až extrémní mobility, které způsobují vysoký transfer do rostlin. Použití simulované zátěže bylo proto odmítnuto k získání podkladů o reálném transferu. Výsledků však bylo úspěšně využito při stanovení zranitelnosti skupin půdních forem polutanty a jejím mapovém zobrazení. Byl to významný přínos k řešení mezinárodního projektu SOVEUR.

V další etapě se při studiu zákonitostí transferu RP z půdy do rostlin používaly výhradně půdy, resp. vzorky půd z orníc, zatížené RP v terénních podmínkách. Výzkum byl prováděn:

- a) v nádobových pokusech, umožňujících získat výraznější rozdíly transferu v srovnatelných podmínkách hydrotermického a živinného režimu,
- b) sledováním párů půda-rostlina v polních podmínkách ke korekci vyšších transferů v pokusech s riziky zátěže z atmosféry,
- c) srovnáním transferu do rostlin z extrémně antropogenně zatížených půd a z půd s vysokým zastoupením geogenního podílu RP.

Odvozování kritických hodnot pro transferovou cestu půda-rostlina se opírá o hledání vztahů mezi:

- a) mobilitou RP v půdě, faktory mobility (pH, jíl, humus, volné oxidy Fe, Al) a obsahy RP v půdě,
- b) obsahem RP v užité biomase rostlin, kdy došlo k překročení pícninářských či potravinářských limitů event. mezi fyto toxicity a zmíněnými půdními faktory. I když jmenované standardy jsou určeny statisticky (s výjimkou fyto toxicity), nutno se o ně opírat. Proto raději nahrazujeme pojem ochrana potravního řetězce označením ochrana kvality a kvantity zemědělské produkce.

Kritické půdní parametry transferu odvozujeme pomocí vícenásobné regresní analýzy z výše uvedených faktorů. Srovnáním údajů získaných v nádobovém pokusu a v terénu, konfrontovaných s antropogenními a geogenními extrémy, docházíme k zákonitostem kritického transferu, ze kterých odvozujeme limitní hodnoty.

U mobilních prvků – hledisko posuzování půdy s relativně vyššími transfery (hledisko rostliny) – závisí přenos z půdy do rostliny výrazněji na mobilitě než obsahu prvku. Zpočátku byly preferovány k odvození kritických hodnot transferu co nejjednodušší vztahy, hlavně rovnice závislosti obsahu RP v rostlině na obsahu určité mobilní specíe či (u málo mobilních prvků) na celkovém obsahu RP. Např. pro příjem Cd rostlinou byla odvozena rovnice: $\ln R = 0,412 \ln MN + 1,232$.

Preferenční použití uvedených jednoduchých vztahů je však zavádějící. Vyjadřuje v podstatě kritické hodnoty, platné pro půdy s průměrnými hodnotami veškerých vlastností, rozhodujících o mobilitě RP. Je proto nutné dát přednost vztahům, odvozeným z více faktorů event. posuzování jejich kombinací.

V našich pracích bylo použito stanovení mobilních specií RP v extraktu 1M MH_4NO_3 (MN) či 0,01M $CaCl_2$ (MC), potenciálně mobilizovatelného a mobilního podílu v 0,025M Na_2EDTA (ED) a celkového obsahu RP v extraktu směsí koncentrovaných kyselin $HF + HClO_4 + HNO_3$ (TO). Relativní hodnoty $ED/TO \times 100$ indikují stupeň antropogenní zátěže, hodnoty $MN/TO \times 100$ často pomáhají k hodnocení kritické zátěže, obsah RP v rostlinách (tritikale, ředkvička) byl stanoven po rozkladu.

Výsledky řešení

U Cd jako nejmobilnějšího prvku s vysokým transferem do rostlin a vysokou zoo-a humanotoxicitou je možno odvodit diferencované hodnoty mobilní specíe syntézou těchto vztahů: MN-jíl, MN-TO, MN-Q4/6 (30 μg písky, 60 μg běžné půdy, 100 μg těžké půdy, 200 $\mu g.kg^{-1}$ černicové horizonty). Podnětné je i využití vztahu $\ln R = 0,726 \ln TO - 0,247 pH + 1,163$. Při pH 3 lze očekávat rizikový transfer již při obsahu Cd překračujícím mírně pozadové hodnoty, při pH 4 0,9, pH 5 1,2, pH 6 1,7, pH 7 2,4 $mg.kg^{-1}$.

Při nízké mobilitě a nízkém transferu Pb do rostlin lze i při vysoké zoo- a humanotoxicitě konstatovat, že nebezpečí kritického transferu hrozí při překročení hodnoty MN 1 mg.kg^{-1} , buď při kyselé reakci nebo při vysoké antropogenní koncentraci TO $> 300 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Zn je prvkem s vysokou mobilitou a s vysokým transferem do rostlin. Působí výrazně fytotoxicky, ovšem po překročení poměrně vysoké hodnoty v rostlině. Z interakcí MN-pH při odstupňovaném TO vyplývá, že kritická koncentrace MN v půdě, vyvolávající nadměrný transfer do rostliny se pohybuje: při pH 4 v rozmezí 30 – 12, při pH 5 41 – 17, při pH 6 56 – 23, při pH 7 76 – 30 mg.kg^{-1} MN; přitom rozmezí kolísání při každé hodnotě pH je dáno rozpětím hodnot TO od 100 do 800 mg.kg^{-1} . Pouhá interakce TO-MN ($\ln R = 0,259 \ln \text{TO} + 0,117 \ln \text{MN} + 2,345$) indikuje kritické hodnoty MN 63 mg.kg^{-1} při 200 mg.kg^{-1} TO (těsně nad limitem kontaminace), 26 při 300, 14 při 400, 6 při 600 mg.kg^{-1} . Z hodnot extrémů vyplývá, že při překročení limitu kontaminace dochází k nadměrnému vstupu do rostliny pouze při výrazněji vyšším obsahu MN $> 20 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $\text{MN/TU} \times 100 > 5$. Potvrzují to i pokusy se simulovanou zátěží, ukazující, že teprve po překročení této meze dochází ke kritickému transferu. Zvyšování rozpustnosti ($\text{ED/TO} \times 100$) znamená možnost kritického transferu i při nižším celkovém obsahu Zn, a to i při pouze slabě kyselé reakci. Pozornost je nutno věnovat celkovým obsahům.

U As a Ni je možno interpretovat vysoké obsahy v rostlině u půd s extrémní geogenní zátěží spíše jako mechanické „proseknutí“ do rostliny.

Kritický transfer Ni, fytotoxického prvku se zvýšenou mobilitou, ale nižším transferem, lze odvodit ze vztahů TO-pH, TO-jíl-pH a MN-ED. Při pH < 5 dochází ke kritickému transferu již při hodnotách TO blízkých pozadí, při pH 6 při pH 7 při TO $> 350 \text{ mg.kg}^{-1}$. Dále k němu dochází při MN $> \text{mg.kg}^{-1}$ a $\text{MN/TO} \times 100 > 1 \%$ a při $\text{TO/ED} \times 100 > 30 \%$. Kritický transfer As s nízkou mobilitou nastává při zvýšené antropogenní rozpustnosti $\text{ED/TO} \times 100 > 5 - 10 \%$ a $\text{MN/TO} \times 100 > 0,1 \%$.

Cu je biogenní prvek s nízkou mobilitou, ale se zvýšeným transferem do rostlin. Kritický transfer lze odvodit zejména ze vztahu TO-MN-pH. Přísnější hodnoty MN platí pro nižší pH ($< 100 \text{ mg.kg}^{-1}$ při pH 4), při TO $> 100 \text{ mg.kg}^{-1}$ a pH 5 $< 0,1$, pH 6 $< 0,3$, pH 7 $< 0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ MN. Dále se výrazně uplatňuje rozpustnost $\text{ED/TO} \times 100 > 60 \%$.

U ostatních prvků se setkáváme buď s velmi nízkou mobilitou (Hg, Cr) nebo se skutečností, že v ČR nebyly dosud nalezeny půdy výrazněji tímto prvkem (Tl, V) kontaminované či pro ně (Be) postrádáme pícninářské či potravinářské standardy. Zatímní kritické hodnoty u těchto prvků udáváme v celkových obsazích.

Závěry

Relevantnost hodnot odvozených pomocí transferových funkcí je podmíněna:

- zastoupením reprezentativních půdních jednotek a širokého spektra charakteristik, na nichž závisí chování RP (zrnitost, humus, volné oxidy Fe, Al aj.),
- zastoupením půd různého stupně antropogenního zatížení RP a výrazných typů geogenně vysokých obsahů RP,
- stanovením interakcí řady faktorů, podmiňujících kritický příjem rostlinami.

Již z toho je zřejmé, že k odvození limitů a ochrany kvality a kvantity rostlinné produkce nelze použít nejjednodušší vztahy mezi příjmem RP rostlinami a jedním faktorem – hlavně obsahem mobilní či potenciální mobilizovatelné specíe, někdy i celkového obsahu. Relevantnost se zvyšuje s počtem hodnocených faktorů, zejména TO-MN-pH, TO-MN-jíl.

Rozhodování o referenčních hodnotách v rámci rozptylu mezi hodnotami získanými pomocí několika testovaných (výrazně neakumulativních) rostlin a hodnotami vyplývajících z několika vztahů se doporučuje řešit hodnotami specializovanými podle skupin půd s diferencovanou vulnerabilitou vůči kritické zátěži. Zde opět mohou nalézt své uplatnění výsledky výzkumu získané se simulovanou zátěží.

Literatura

- BGB, 1992: Klärschlammverordnung (Abf Klär V), BGB Jg. 1992, Teil 1.
MŽP ČR, 1994: Vyhláška MŽP, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, - 13/1994 Sb.

Půdní mapa České republiky 1:250 000 v systému SOTER

Soil Map of Czech Republic 1:250,000 in the SOTER System

Jan NĚMEČEK - Josef KOZÁK

*Česká zemědělská univerzita, Praha, Katedra pedologie a geologie, Kamýcká 129,
165 21 Praha 6 – Suchbátka, e-mail: jan.nemeczek@af.czu.cz, kozak@af.czu.cz*

Abstrakt

V České republice byla sestavena první verze mapy v systému SOTER v měřítku 1:250 000. Tato mapa vychází z digitalizované půdní mapy ČR, vypracované z výsledků mapování zemědělsky a lesnický využívaných půd. Modifikace originální postupu SOTER spočívá v jistém uvolnění hierarchie geomorfologie – litologie – půdní asociace. Provádí se srovnání pedoasociací a stanovištních asociací systému SOTER a vymezují se (mega)regiony.

Klíčová slova: SOTER mapa v 1:250 000, půdní asociace, Česká republika

Abstract

The first version of the SOTER map at the scale 1:250,000 has been compiled in the Czech Republic. This map is based on the digitized soil map, compiled from soil surveys of agricultural and forest lands. The modification of the original SOTER procedure consists in the abandoning of the consequent hierarchy geomorphology – lithology – soil associations. Pedoassociations and SOTER association units are being compared and (mega) regions delineated.

Keywords: SOTER map 1:250 000, soil associations, Czech Republic

Úvod

Vypracování první české verze půdní mapy v měřítku 1:250 000 v systému SOTER bylo stimulováno návrhem projektu této mapy pro území celé Evropy (Finke et al., 2001). Originální systém SOTER staví na první místo fyziografická kritéria, na další substráty a na poslední půdní asociace (Batjes, van Engelen, 1997). Tento systém nepředstavuje pouze přístup ke konstrukci půdních map, ale i informační systém o půdě a krajině (část EUROSOLS).

Jako českou verzi ji označujeme proto, že modifikuje výše uvedený hierarchický princip systému SOTER (Batjes, van Engelen, 1997). Prováděné změny vyplývají z geomorfologické a litologické pestrosti ČR a ze skutečnosti, že zemědělský i lesní fond ČR byl podrobně půdoznalecky prozkoumán. Jako první tuto verzi nazýváme proto,

- a) že i v české verzi bude v budoucnu nutné provést korekce, zejména mezi geomorfologií a půdním pokryvem („očistění“ od malých ploch vzniklých kombinací těchto složek se provádí),
- b) bude nezbytné vypracovat verzi uzpůsobenou podmínkám metodického postupu pro území celé Evropy.

Metody řešení

Vlastní půdní mapa v měřítku 1:250 000 vznikla transformací publikované (Novák et al., 1989 – 1993) a posléze na Katedře pedologie a geologie ČZU digitalizované půdní mapy v měřítku 1:200 000. Při této transformaci byl použit jednotný taxonomický klasifikační systém zemědělsky a lesnický využívaných půd ČR (Němeček et al., 2001), korelovatelný bezproblémově s WRB (1998). Pro každý polygon digitalizované mapy, označený symbolem dominantní půdní formy (např. CEm05)

lze vyvolat složení pedoasociace (dominanta, subdominanta, doprovodná, akcesorická složka, při doplnění o zrnitost, stupeň hydromorfismu).

Dosavadní zkušenosti svědčí o tom, že pro mezinárodní korelaci půdních map nečiní problém systematika půd (pedonů), ale absence třídění půdních společenstev chorické i regionální dimenze. Určité překonání tohoto problému mají umožnit systémem SOTER zaváděné vztahy mezi jednotkami půdního pokryvu a geomorfologií, které podle Dudala, Breghta a Finkeho (1993) přibližují půdní mapy i potřebám uživatelů.

Systém SOTER byl modifikován pro území ČR v rovinách a plochých pahorkatinách (zčásti i vysočinách) s hlubokými pokryvy sedimentárních substrátů. Preference těchto území je dána půdnímu pokryvu již z toho důvodu, že pedoasociace jsou tu přesně vymezeny mapováním. V pahorkatinách, vrchovinách a hornatinách většinou se středně hlubokými transportovanými zvětralinami (svahovinami) pevných a zpevněných hornin byla použita původní koncepce metody SOTER v sledu geomorfologie, substráty, půdní pokryv.

Při vypracování půdní mapy v systému SOTER bylo nutné se též vypořádat s geomorfologickým tříděním. Pro vymezení morfometrických typů georeliéfu bylo použito modifikace členění Kuchaře a Kudrnovské (Demek, 1987) při respektování některých kritérií SOTER (Finke et al., 1991).

Výsledky a jejich diskuse

Půdní mapa 1:250 000 a databáze SOTER zahrnuje:

- vrstvy GIS
 - mapu asociací půdních forem
 - mapu jednotek SOTER
 - mapu geomorfologických regionů (morfometrických typů georeliéfu) s dílčími vrstvami intenzity reliéfu, sklonitosti a vrstevnic
- atributy jednotek půdního pokryvu a jednotek SOTER
- databázi půdních profilů.

V menším měřítku jsou k dispozici vrstvy klimatických faktorů a regionů, vegetace a některých vlastností půd, korelujících s klimatem a substráty (humus v ornici, nasycenost sorpčního komplexu v horizontu B).

V dalším se zabýváme pouze polygonovými údaji.

K vypracování geomorfologických regionů ve smyslu morfometrických typů georeliéfu byly použity údaje o:

- svažitosti v ‰: 0 – 1, 1 – 3, 3 – 5, 5 – 8, 8 – 15, 15 – 25, 25 – 35, > 35 (Finke et al. 1991)
- intenzity reliéfu v m/2km: 0 – 30, 31 – 50, 51 – 75, 76 – 100, 101 – 150, 151 – 200, 201–300, 301 – 450, 451 – 600, > 600 (Demek, 1987)
- nadmořské výšky m n.m.: 0 – 200, 201 – 450, 451 – 600, 601 – 750, 751 – 900, 901 – 1 200, > 1200 (Demek, 1987).

Na základě kombinace uvedených faktorů lze odvodit 17 kategorií, s možností redukce na 7. K zjednodušení bylo použito kombinace intenzity reliéfu a nadmořské výšky. Kombinací dvou faktorů vznikly v tab. 1 uvedené geomorfologické celky (svažitost přispívá k vymezení přechodných jednotek). Svažitost sama o sobě umožňuje prohloubený pohled na geomorfologii krajiny a její vztahy k půdnímu pokryvu uvnitř morfometrických typů georeliéfu.

Tabulka 1 Morfometrické typy georeliéfu

Intenzita reliéfu m/2 km	Typy reliéfu					
0 – 30	PL	PL	LL	HL	HL	–
31 – 50	PL	PL	LL	HL	HL	(ML)
51 – 75	PL	PL	LL	HL	HL	ML
76 – 100	LF	LF	LF	HF	HF	MF
101 – 150	LF/LD	LF/LD	LF/LD	HF/HD	HF/HD	MF/MD
151 – 200	LF/LD	LD	LD	HD	HD	MD
201 – 300	LD	LD	LD	HD	HD	MD
301 – 450	(LD)	LD	LD	HD	HD	MD
451 – 600	–	(LD)	LD	HD	HD	MD
> 600	–	–	(LD)	(HD)	(HD)	(MD)
m n.m. (hypsometrie)	0 – 200	201– 450	451– 600	601– 450	751– 900	> 900

Morfometrické typy georeliéfu jsou označeny těmito symboly:

PL – roviny (plains)

LL – plošiny (level areas in lowlands)

LF – ploché pahorkatiny (flat lowlands)

LD – členité pahorkatiny (dissected lowlands)

HL – plošiny ve vrchovinách (level areas in highlands)

HF – ploché vrchoviny (flat highlands)

HD – členité vrchoviny (dissected highlands)

ML – plošiny v hornatinách (level areas in mountains)

MF – ploché hornatiny (flat mountains)

MD – členité hornatiny (dissected mountains)

Přechodné regiony jsou označeny LF/LD, HF/HD, MF/MD.

Jednotky SOTER jsou označeny symbolem, zahrnujícím

- soubory jednotek SOTER (18 kategorií)
- seskupení substrátů (21 kategorií)
- seskupení půd (19 kategorií)

např. AV 06 f – aluviální údolí, nivní sedimenty, fluvisoly

PA 02 c – roviny, sprašové pokryvy, černozemě.

Bylo vymezeno celkem 141 jednotek SOTER.

Jak již bylo uvedeno, v rovinách a plošinách (včetně vhloubených tvarů) až plochých pahorkatinách s hlubokými pokryvy sedimentů je v českém systému CZESOTER preferován půdní pokryv. Patří sem část souborů jednotek SOTER:

- AV – aluviální údolí (alluvial valleys) s nivními sedimenty (fluvisoly, černice a gleje fluvisolové),
- TE – aluviální terasy (terraces) s terasovými štěrky, štěrkopísky a písky s event. zahliněním či mělkými eolickými překryvy (regozemě arenické, arenické subtypy černosolů, luvisolů, kambisolů resp. i modální subtypy uvedených půd z eolických překryvů teras),
- PA – roviny až ploché pahorkatiny se středně těžkými eolickými a polygenetickými pokryvy (černozemě, hnědozemě, luvizemě),
- PW – obdobné jako PA, se semihydromorfním vývojem (pseudogleje),
- PC – roviny až ploché pahorkatiny se slínou a jíly (černozemě, pelozemě),
- CW – obdobné jako PC, se semihydromorfním vývojem (pseudogleje pelické, černozemě – černice pelické).

V převážné oblasti pahorkatin (zejména členitých), vysočin a hornatin, kde dominují kambisolové ze středně hlubokých svahovin pevných a silně zpevněných hornin bylo vymezeno 10 souborů jednotek SOTER, klasifikovaných na prvním místě podle geomorfologie (viz morfometrické typy georeliéfu),

dále podle seskupených substrátů. Je to v souladu s průzkumem půd, který vymezil subtypy a variety kambizemí, kryptopodzolů velmi difúzně vzhledem k nutnosti uplatnit laboratorně stanovená kritéria.

Dva další soubory hydromorfních (HY) a antropogenních půd mají lokální výskyt. 141 jednotek SOTER je reprezentováno celkem 262 pedoasociacemi půdní mapy 1:200 000.

Závěry a další postup

Byla vypracována první česká verze půdní mapy v měřítku 1:250.000 v systému SOTER.

Další postup zahrnuje:

- vymezení megaregionů (českých i smíšených),
- korelaci jednotek SOTER a pedoasociací,
- úpravy systému z hlediska potřeb v rámci ČR i mezinárodní spolupráce.

Literatura

- BATJES, N.H. - ENGELLEN van V.W.P. (eds.), 1997: Guidelines for the compilation of a 1:2,5 mil. SOTER data-base (SOVEUR project), ISRIC, Rep. 97, 58 s.
- DEMEK, J., 1987: Obecná geomorfologie. Academia Praha, 476 s.
- DUDAL, R. - BREGT, A.K. - FINKE, P.A., 1993: Feasibility study on the creation of a soil map of Europe at a scale of 250.000. CEC,DG Environemnt, EEA. Inst. for Land and Water Management, 62 str. Leuven, Wageningen, 62 s.
- FINKE, P. et al., 2001: Georeferenced database for Europe. Manual of procedures version 1.1. European Soil Bureau, Sci. Comm., EC EU 18092 EN 164 s.
- NĚMEČEK, J. et al., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky – ČZU Praha, VÚMOP Praha, 78 str. ISBN 80-238-8061-6.
- NĚMEČEK, J. - KOZÁK, J., 2003: Approaches to the solution of the project of soil map of the Czech Republic at scale 1:250.000 using the SOTER methodology. Rostlinná Výroba 49: 291 – 297.
- NOVÁK, P. et al. (1989 – 1993): Syntetická půdní mapa ČR v měřítku 1:200.000, VÚMOP, VÚ GTK, vyd. MŽP ve spolupráci s MZe ČR.
- World Reference Base for Soil Resources (1998): FAO, ISRIC, ISSS, M-41, ISBN 92-5-104141-5, 92 s.

Soil and Society

Pôda a spoločnosť

Othmar NESTROY

*Institute of Engineering Geology and Applied Mineralogy at the Graz University of
Technology, Rechbauerstrasse 12, A-8010 Graz, Austria
e-mail: nestroy@egam.tu-graz.ac.at.*

Abstract

Many countries in Central Europe have an overproduction on agricultural products and for these simple reasons the question of feeding is not an urgent matter. In many cases the soil is the unknown object, scarcely observed, dirty and sealed. In Austria (83.858 km²) is the soil loss per day about 10 ha, in Germany (357.020 km²) about 129 ha, and in the Switzerland (41.285 km²) about 8.6 ha, this is one m² per second – and in Slovakia (49.034 km²) 3 ha. But not only the poorest sites, are sealed, more and more the best one. What are the reasons for these losses? Surface-lavish building and living: moderate increasing of the population, however a strong lie of flats and private houses. The areas for local roads lie by 30 %, for forestry roads by 28 %, for goods roads by 14 %, for federal roads by 6 %, for stationary traffic by 4 %, however for railways and stations, motorways and fast ways, and airports in each case only by 2 to 3 % from the total area for traffic. What shall happen in the future? Reduction of agriculture areas, nearly constant of the natural vegetation and alpine pastures and increasing of areas for forest, settlements and traffic. We have many good data and we must better prepare our soil maps and the explanatory booklets for the farmers and country planners, for all kinds of schools, scientific associations and institutions, and policy makers in a practical and understandable manner.

Keywords: soil, society, Central Europe, sealing, overproduction

Abstrakt

Mnohé krajiny strednej Európy majú nadprodukcii poľnohospodárskych produktov a z tohto jednoduchého dôvodu otázka výživy ľuďstva nie je naliehavá. V mnohých prípadoch je pôda považovaná za neznámy objekt, nedostatočne skúmaný, špinavý a zastavaný. V Rakúsku (83 858 km²) je denná strata pôdy 10 ha, v Nemecku (357 020 km²) okolo 129 ha, vo Švajčiarsku (41 285 km²) okolo 8.6 ha (to je 1 m² za sekundu), a na Slovensku (49 034 km²) 3 ha. Avšak nielen najchudobnejšie pôdy sú objektom záberu, naopak je tu trvalá tendencia rastu záberu najlepších pôd. Aké sú príčiny týchto strát? Zástavba a spôsob života plytvajú pôdou: už mierny nárast populácie vyžaduje byty a súkromné stavby. Plochy pod lokálnymi cestami zaberajú 30 %, lesné cesty 28 %, transportné cesty 14 %, federálne cesty 6 %, stacionárna premávka 4 %, ale pre železnice, nádražia, diaľnice a letiská v každom prípade pripadá len 2 – 3 % z celkovej plochy zabranej pre premávku a dopravu. Čo bude v budúcnosti? Predpokladá sa redukcia územia pre poľnohospodárstvo, temer konštantné plochy prírodnej vegetácie a alpských pasienkov a rozširujúce sa plochy lesa, osídlenia a dopravy. Máme mnoho kvalitných údajov, avšak len potrebné lepšie zostavovať pôdne mapy a vysvetľujúce materiály k nim praktickým a zrozumiteľným spôsobom pre farmárov, plánovačov a projektantov, pre všetky druhy škôl, vedecké ústavy a inštitúcie a decízne orgány.

Kľúčové slová: pôda, spoločnosť, stredná Európa, zástavba, nadprodukcía

You know that I come many times from Austria to, and sometimes the custom officer ask me very polite about my profession. A profession as pedologist or soil scientist is incomprehensible for him; I must say that I am a geologist or one person who scrapes in the soil.

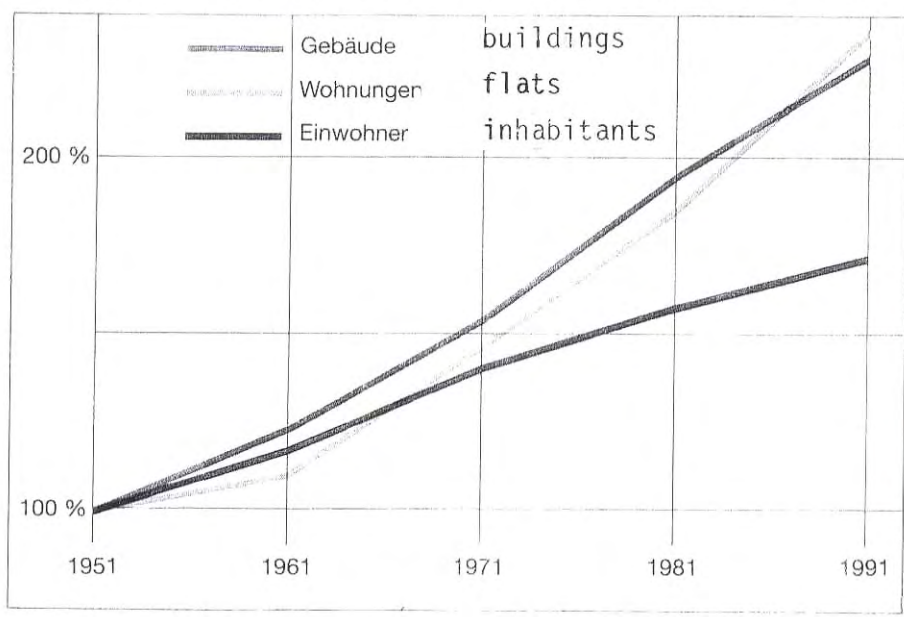
I come back to the sealing.

In the Switzerland must be as iron rations of 438 560 ha in the Middle-Land (with the best soils), as an alimentary basis for crisis.

On the one site the constructions of private houses. The figure 1 demonstrate the need for constructions and living space pro caput in Vorarlberg in the time from 1951 to 1991. We see the small increase of population, and the high increase of living space, and as a consequence the increasing of building areas.

Figure 1

Area-expense for constructions and living in Vorarlberg

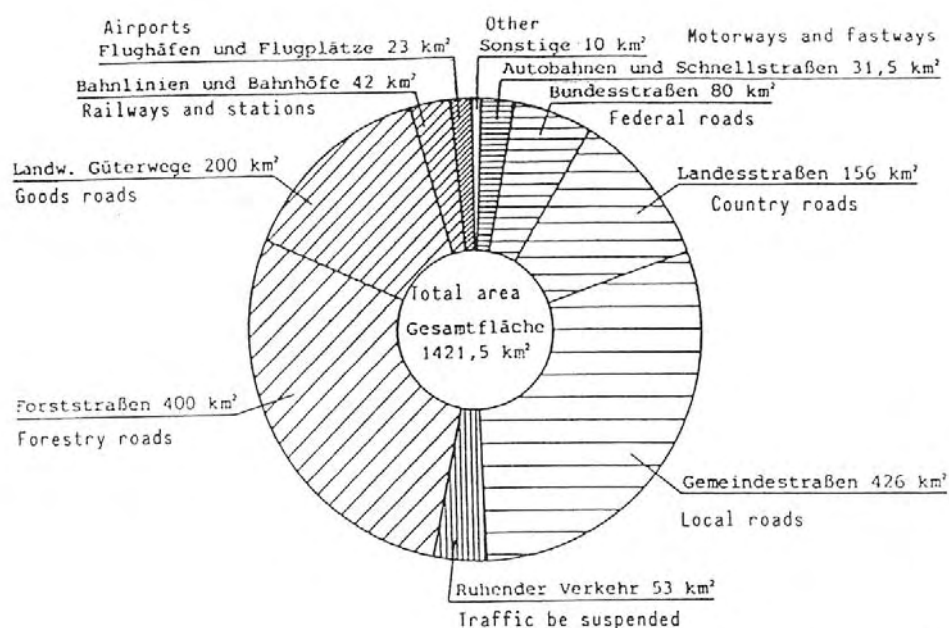


The second reason is the need of traffic areas. We can see on figure 2 the shares of areas for the traffic: The mean parts take the local and forestry roads; the fast-ways and motorways need only 2 – 3 %, the same amount the railways and airports.

On the way it's become more and more a political question: How long is this luxury consumption tolerable for the society? We must take into consideration also the need of areas for dumps, loam, sand, and gravel exposures, further the areas for supermarkets and service stations around the cities. This problem culminates in the question on the priority of work places on the one site or the loss of the best agricultural areas on the other site.

The soil quality was for long time plus minus unconsidered, but not the prices for real estate. On the table 1, figures 3 and 4 we can see the price gap for one m² in and around Graz, and can realize that the Umweltbundesamt, Wien.

Figure 2 Areas for traffic



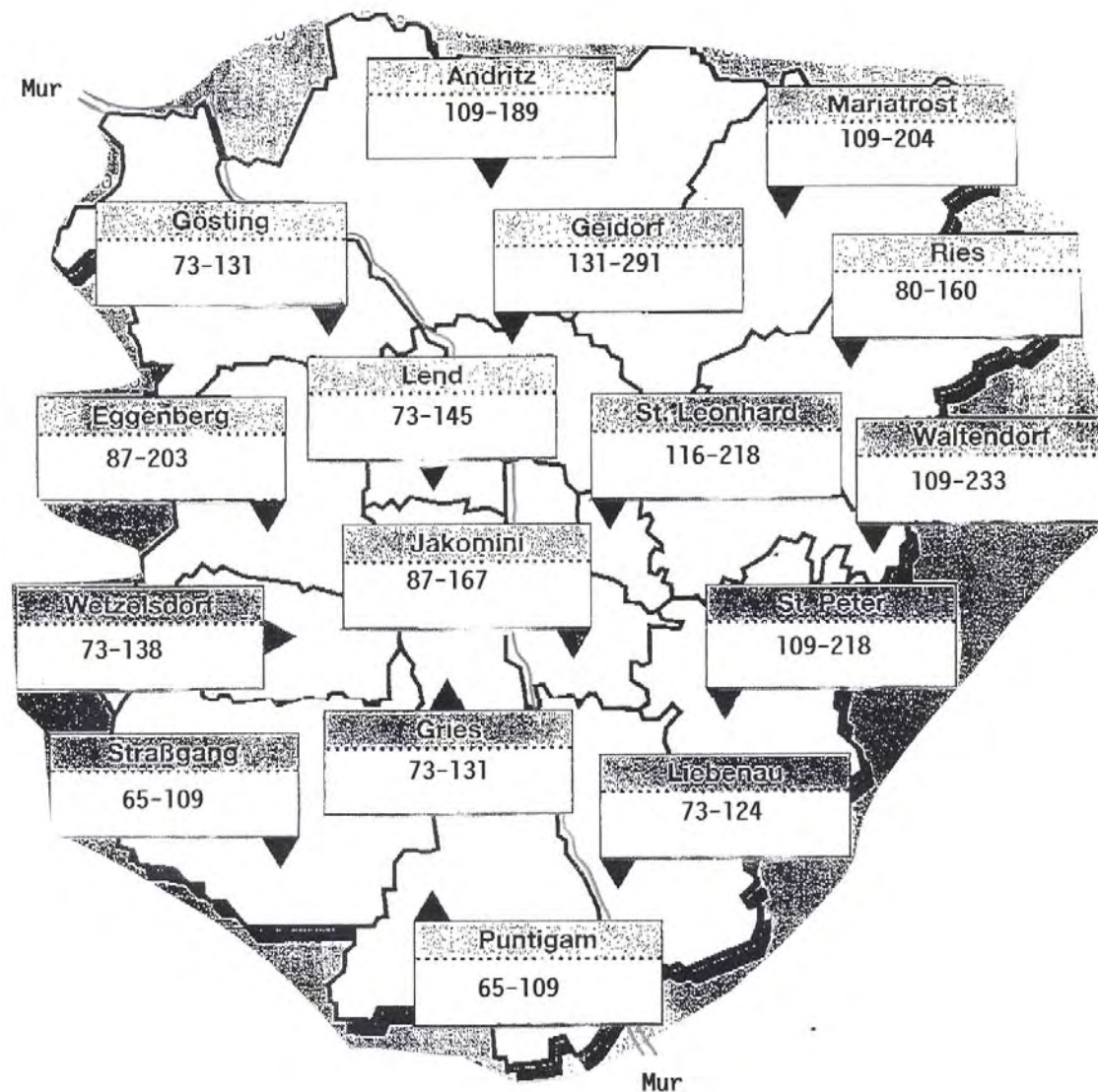
Flächenbeanspruchung für Verkehrseinrichtungen /Areas for traffic

(Quelle: Nach Gálzer et al., 1986.)

Gesamtfläche/Total area	1.421,5 km² = 100 %
Gemeindestraßen Local roads	30
Forststraßen Forestry roads	28
Landw. Güterwege Goods roads	14
Landstraßen Country roads	11
Bundesstraßen Federal roads	6
Ruhender Verkehr Traffic be suspended	4
Bahnhöfe und Bahnhöfe Railways and stations	3
Autobahnen und Schnellstraßen Motorways and fastways	2
Flughäfen und Flugplätze Airports	2
Sonstige Other	0

Figure 3

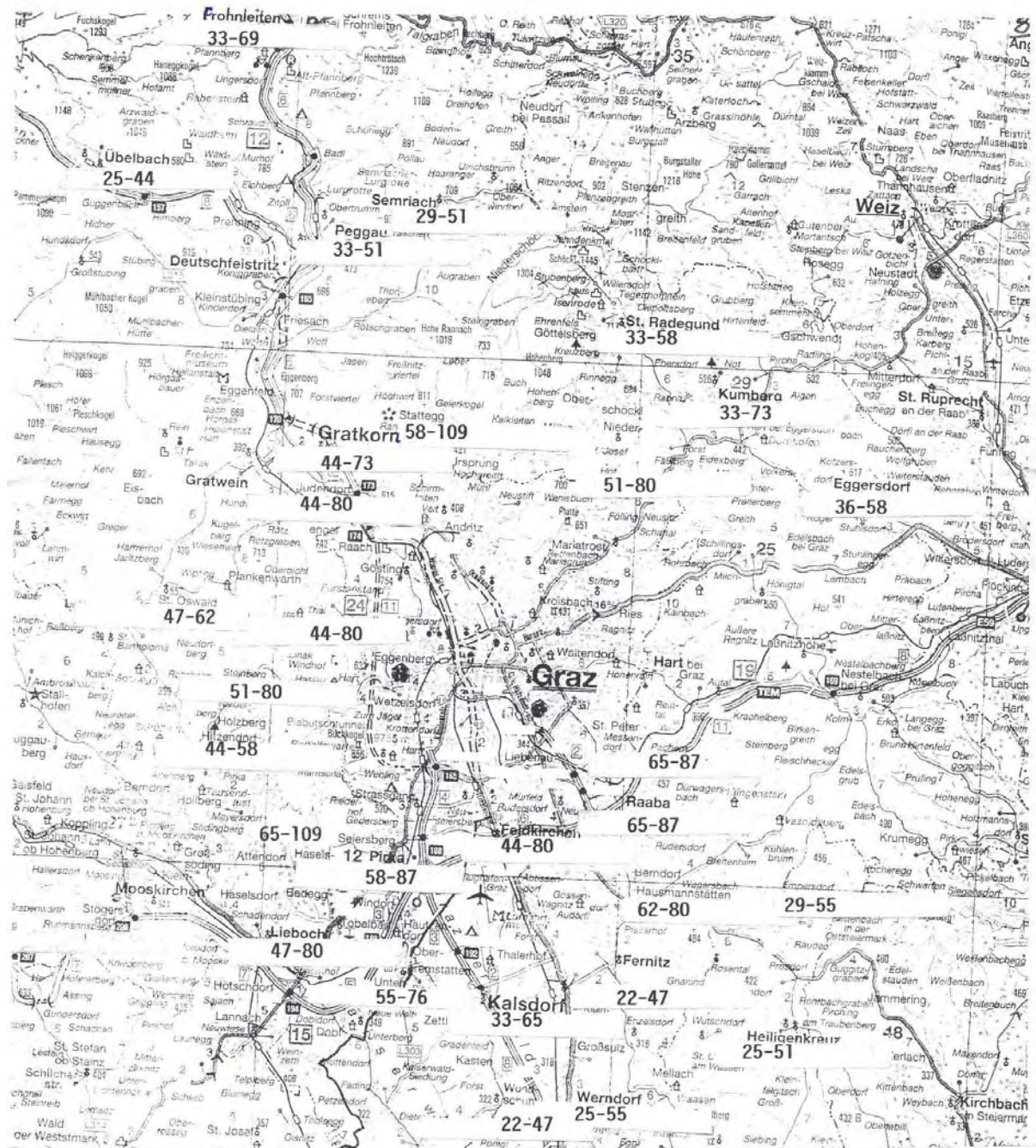
Prices (m^2) for detached family houses in Graz (March 2001)
(Euro)



Raiffeisen-Immobilien, aus: der Grazer, 2001.

Figure 4

Prices (m²) for detached family houses around Graz (March 2001)
(Euro)



Raiffeisen-Immobilien, aus: der Grazer, 2001.

Prices have a correlation with the site (e.g. in the eastern or in the western part of the Mur river, in flat or hilly areas, and the distance from Graz and the traffic connections), but not from the soil quality after the soil assessment. We can see the differences between soil evaluation and current market value.

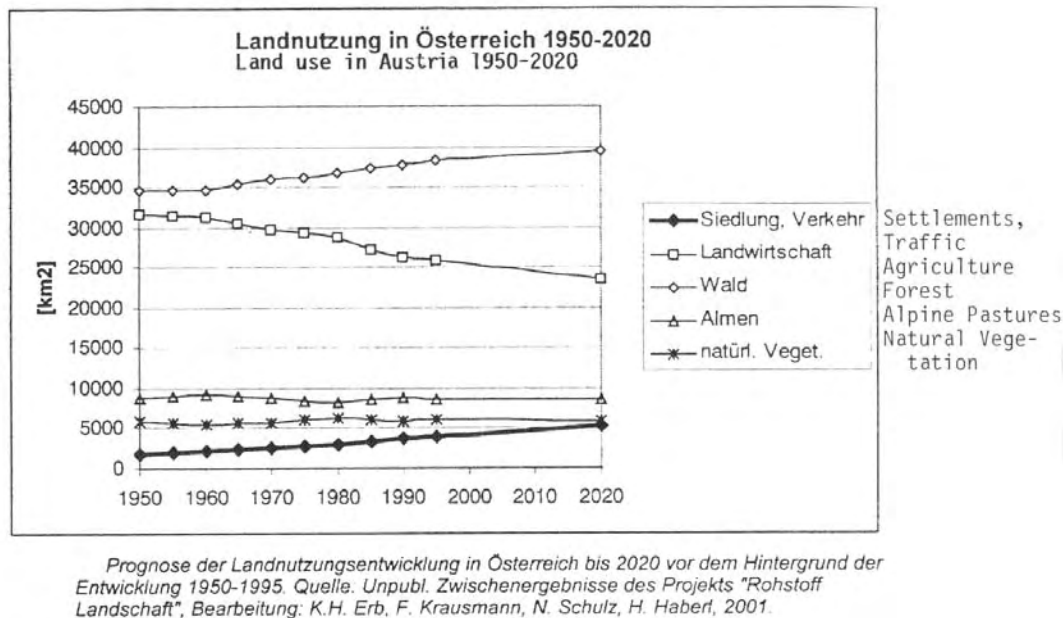
Table 1 The prices for Detached Family Houses in and around Graz (March 2001)

District/region	Price/m ² (Euro) Price/m ² (Relative %)	Location	Distance from Graz	Soil Quality
1. Innere Stadt	No information	Centre	Centre	No information
2. St. Leonard	116 – 218 (40 – 75 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
3. Geidorf	131 – 291 (45 – 100 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
4. Lend	73 – 145 (25 – 50 %)	W of the Mur, flat	City	Urban Soils
5. Gries	73 – 131 (25 – 45 %)	W of the Mur, flat	City	Urban Soils
6. Jakomini	87 – 167 (30 – 58 %)	E of the Mur, flat	City	Urban Soils
7. Liebenau	73 – 124 (25 – 43 %)	E of the Mur, flat	City	Urban Soils
8. St. Peter	109 – 218 (38 – 45 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
9. Waltendorf	109 – 233 (38 – 80 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
10. Ries	80 – 160 (28 – 55 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
11. Mariatrost	109 – 204 (38 – 70 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
12. Andritz	109 – 189 (38 – 65 %)	E of the Mur, hilly	City	Urban Soils
13. Gösting	73 – 131 (25 – 45 %)	W of the Mur, hilly	City	Urban Soils
14. Eggenberg	87 – 203 (30 – 70 %)	W of the Mur, hilly	City	Urban Soils
15. Wetzelsdorf	73 – 138 (25 – 48 %)	W of the Mur, hilly	City	Urban Soils
16. Strassgang	65 – 109 (23 – 38 %)	W of the Mur, flat	City	Urban Soils
17. Puntigam	650 – 1090 (23 – 38 %)	W of the Mur, flat	City	Urban Soils
Stattegg	58 – 109 (20 – 38 %)	hilly	8 km	low
St. Radegund	33 – 58 (11 – 20 %)	hilly	12 km	low
Weinitzen	51 – 80 (18 – 28 %)	hilly	8 km	low
Semriach	29 – 51 (10 – 18 %)	hilly	16 km	low
Kumberg	33 – 73 (11 – 25 %)	hilly	12 km	low
Eggersdorf	36 – 58 (13 – 20 %)	hilly	15 km	low/medium
Pachern	65 – 87 (23 – 30 %)	hilly/flat	7 km	medium
Raaba/Grambach	65 – 87 (23 – 30 %)	hilly/flat	8 km	medium
Hausmannstätten	62 – 80 (21 – 30 %)	hilly/flat	11 km	medium
Empersdorf	29 – 55 (10 – 19 %)	hilly	14 km	medium
Heiligenkreuz/Waasen	25 – 51 (9 – 18 %)	hilly	17 km	medium
St. Ulrich/Waasen	22 – 47 (8 – 16 %)	hilly	17 km	medium
Werndorf	25 – 55 (9 – 19 %)	flat	17 km	medium
Kalsdorf	33 – 65 (11 – 23 %)	flat	13 km	medium
Feldkirchen	44 – 80 (15 – 28 %)	flat	7 km	medium
Wundschuh	22 – 47 (8 – 16 %)	flat	17 km	medium
Lieboch	47 – 80 (16 – 28 %)	hilly	14 km	medium
Pirka	58 – 87 (20 – 30 %)	hilly	9 km	medium
Unterpremstätten	55 – 76 (19 – 26 %)	flat	13 km	medium
Seiersberg	65 – 109 (22 – 38 %)	flat	8 km	medium
Hitzendorf	44 – 58 (15 – 20 %)	hilly	11 km	medium
Steinberg	51 – 80 (18 – 28 %)	hilly	21 km	medium
Thal	44 – 80 (15 – 28 %)	hilly	7 km	low
St. Oswald bei Plankewarth	47 – 62 (16 – 21 %)	hilly	12 km	low
Judendorf/Strassengel	44 – 80 (15 – 28 %)	hilly/flat	10 km	medium
Gratkorn	44 – 73 (15 – 25 %)	hilly/flat	11 km	medium
Übelbach	25 – 44 (9 – 15 %)	hilly	23 km	medium
Frohnleiten	33 – 69 (11 – 24 %)	hilly	24 km	medium
Peggau	33 – 51 (11 – 18 %)	hilly	17 km	medium

Der Grazer: aus Raiffeisen-Immobilien

The figure 5 Open the view in the next future in Austria: Reductions in the areas for Agriculture, nearly constant of the natural vegetation and alpine pastures, and increasing of areas for forest, settlements and traffic.

Figure 5 Land Use in Austria 1950 – 2020



What we can do as soil scientists in this situation?

Our work in the future is principle not a new field mapping and the production of new soil maps. We must apply new cross-sections, and practical applications for our existing maps. We have a lot of data and we must prepare our maps and the explanatory booklets for the farmer and country planers, for all kinds of schools, scientific associations and institutions, and policy makers in a practical and understandably manner.

All data must be stored in a databank and on the electronic way we can carry every pedological inquiry, but not free of charge.

We are living in the society, we are one part of this society, and we are producer and consumer. The soil is a product of the past which is modified in the present time. We must prepare in the present time the future of the soil development and the soils science. This is our work, and nobody can take away this function.

References

DER GRAZER (2001): Raiffeisen-Immobilien. Graz.

Pôdne parametre ovplyvňujúce zraniteľnosť podzemnej vody

Soil Parameters Affecting Ground Water Vulnerability

Katarína NOVÁKOVÁ - Vladimír PÍŠ - Štefan REHÁK

*Slovenský vodohospodársky podnik, š. p., odštepny závod Hydromeliorácie, Vrakunská 29,
825 63 Bratislava, SR, e-mail: novakova@vuzh.sk, pis@vuzh.sk, vuzh@vuzh.sk*

Abstrakt

Na lokalitách s piesočnatou, hlinitou a ílovitou pôdou prebiehal výskum s cieľom určiť vplyv fyzikálnych a chemických vlastností pôdy na potenciálnu zraniteľnosť podzemnej vody vybranými kontaminantmi (kadmium, atrazín). Významným faktorom ovplyvňujúcim prienik rozpustených kontaminantov do podzemnej vody je existencia preferovaných ciest v pôde. Hydrofyzikálne charakteristiky stredne ťažkej hlinitej pôdy a ťažkej ílovitej pôdy ukazujú na potenciálne preferované prúdenie vody s rozpustenými látkami a ich možný rýchly prienik do podzemných vôd. Svedčí o tom existencia výsušných puklín pri určitých vlhkostných podmienkach, ale najmä rozdiel v nasýtenej hydraulickej vodivosti meranej rôznymi metódami, ktorý potvrdzuje prítomnosť preferovaných ciest, predovšetkým vo vrchných vrstvách pôdneho profilu. Z fyzikálno-chemických vlastností pôdy hrá dôležitú úlohu adsorpcia kadmia a atrazínu v pôde. Adsorpcia kadmia a atrazínu v piesočnatej pôde je v porovnaní so stredne ťažkou a ťažkou pôdou výrazne nižšia, preto na piesočnatej pôde hrozí väčšie nebezpečenstvo prieniku kontaminantov do hlbších vrstiev pôdneho profilu, prípadne až do podzemných vôd. Z výsledkov sorpčných experimentov ďalej vyplýva, že atrazín sa vo všeobecnosti adsorbuje na sorpčný komplex pôdy oveľa silnejšie ako kadmium. Zo študovaných kontaminantov je preto kadmium rizikovejšou látkou ako atrazín, z hľadiska jeho pohyblivosti v pôdnom profile a potenciálneho prieniku do podzemnej vody. Zraniteľnosť podzemnej vody možno očakávať v prípade kombinácie viacerých nepriaznivých charakteristík pôdy, ako sú napr. vysoká hydraulická vodivosť, existencia preferovaných ciest alebo nízka adsorpcia kontaminantov na sorpčný komplex pôdy.

Kľúčové slová: hydrofyzikálne vlastnosti pôdy, preferované prúdenie, adsorpcia, kadmium, atrazín
zraniteľnosť podzemnej vody

Abstract

An investigation with the goal to estimate soil physical and chemical characteristics influence on potential ground water vulnerability in aspect of selected contaminants (cadmium, atrazine) was running in the locations of sandy, loamy and clayey soils. A significant factor influencing penetration of dissolved contaminants into ground water is an existence of preferred ways in soil. Hydrophysical characteristics of loamy and clayey soil indicate the potentially preferred water flow of dissolved elements and their possible rapid penetration into ground water. About this fact there is evident an existence of dehydrating cavities at some moisture conditions, but particularly a difference of saturated hydraulic conductivity measured with various methods which confirms a presence of preferred ways mainly in top horizons of soil profile. Among physical-chemical soil properties the important role plays cadmium and atrazine adsorption in soil. Cadmium and atrazine adsorption in sandy soil has been markedly lower in comparison with loamy and clayey soils, therefore in sandy soil is recognized a high danger of contamination penetration into deeper soil profile layers, or even into ground water. From the sorption experiment results is evident further fact – atrazine is generally adsorbed on soil sorption complex much stronger than cadmium. Therefore cadmium is always more dangerous element than atrazine from the view of their mobility in soil profile and potential penetration into ground water. Ground water vulnerability can be occurred in the case of several unfavourable soil

characteristics combination, as e.g. high hydraulic conductivity, presence of preferable ways, or low contaminant adsorption on soil sorption complex.

Keywords: hydrophysical soil properties, preferred flow, adsorption, cadmium, atrazine, ground water vulnerability

Úvod

V súvislosti s ochranou životného prostredia sa do popredia dostáva problematika stále sa zhoršujúcej kvality povrchových a podzemných vôd. Rastlinná výroba je jedným z potenciálnych zdrojov znečisťujúcich látok. Sú to najmä hnojivá a prípravky na ochranu rastlín, ktoré sa každoročne aplikujú do pôdy. Znečisťujúce látky sa na povrch pôdy však môžu dostať aj nepoľnohospodárskou činnosťou, napr. priemyselnými imisiami, haváriami a podobne. Je paradoxné, že najvýznamnejšie zdroje podzemných vôd na Slovensku sa nachádzajú v oblastiach s najlepšimi podmienkami pre poľnohospodársku rastlinnú výrobu. Ak je však pôda správne poľnohospodársky využívaná, optimálne hnojená a zavlažovaná, je to najekologickejší spôsob ochrany hydrosféry pred jej znečistením.

Z doterajších teoretických poznatkov o transporte znečisťujúcich látok, ktorý sa v pôde uskutočňuje simultánnym prenosom vody a rozpustených látok miešateľným prúdením, sa znečisťujúce látky dostávajú iba do malých hĺbok a nedosiahnu úroveň hladiny podzemnej vody. Okrem klasickej teórie prenosu znečisťujúcich látok v zóne aerácie existuje však prenos puklinami a makropórami, ktorý je oveľa rýchlejší (Lichner a kol., 1994; Lichner, 1998; Flury a kol., 1994; Ghorati, Jury, 1990; Wallach, Steenhuis, 1998). Nepriaznivým dôsledkom preferovaného prúdenia je rýchly prenos rozpustených látok z povrchu pôdy do podzemných vôd a ich kontaminácia. (Lichner a kol., 2001). Následkom tohoto prenosu kontaminantov je možné vysvetliť ich prítomnosť v podzemných vodách Slovenska.

Herbicídy, ktoré sa u nás často používajú a sú z hľadiska potenciálneho znečistenia pôdy a podzemnej vody najrizikovejšie, sú prípravky na báze triazínových derivátov, ktoré sa používajú na ničenie burín v kukurici (Hance, 1987; Nováková, 1996; Nováková a kol., 1997).

Znečistenie pôd ťažkými kovmi u nás i vo svete je ďalším pretrvávajúcim problémom. Medzi škodlivé látky, ktoré sa dostávajú do pôdy a ľahko prenikajú do podzemných vôd, je z ekologického hľadiska najnebezpečnejšie kadmium (Cibulka a kol., 1991), ktoré sa zaraďuje medzi tzv. ťažké kovy. Kadmium sa považuje za jeden z najtoxickejších kovov v životnom prostredí. Je to karcinogénna látka a jeho rozpustné zlúčeniny sú veľmi jedovaté. Významným zdrojom znečistenia kadmiumom je intenzívna poľnohospodárska veľkovýroba, kde sa značné množstvo kadmia dostáva do pôdy pri aplikáciách fosforečných hnojív, fungicídov a kalov z čistiarní odpadových vôd. Niektoré priemyselné fosforečné hnojivá môžu obsahovať stopové množstvá Cd vo vysokorozpustných a pre rastliny prijateľných formách. Podľa Tomkovej, Hegnera (1988) sú dávky Cd vnášané do pôd európskych krajín s fosforečnými hnojivami v priemere 3 až 4 g.ha⁻¹ za rok, ale sú uvádzané aj vstupy väčšie ako 10 g.ha⁻¹ za rok. Kadmium na rozdiel od organických polutantov nemôže byť v pôde degradovaný. Toxické kovy preto predstavujú dlhodobú hrozbu pre pôdne prostredie. O správaní sa Cd v pôde rozhoduje výrazným spôsobom jeho adsorpcia, ktorá spomaľuje vertikálny pohyb Cd. Mobilitu Cd naopak urýchľuje kyslé prostredie, napr. kyslé dažde (Přs a kol., 1999).

Cieľom príspevku je:

- stanoviť hydrofyzikálne a fyzikálno-chemické vlastnosti rôznych pôd ovplyvňujúce prenos rozpustených látok,
- charakterizovať vybrané kontaminanty (Cd, atrazín) z hľadiska možností ich pohybu v pôdnom profile,
- určiť potenciálnu zraniteľnosť podzemnej vody na základe pôdných parametrov.

Materiál a metóda

Na základe mapových podkladov a predchádzajúcej výskumnej činnosti sa vybrali tri lokality podľa pôdneho druhu, pričom sa prihliadalo na hĺbku hladiny podzemnej vody, prípadne na hĺbku štrkového rozhrania a na potenciálne zdroje znečistenia:

- ľahká piesočnatá pôda – lokalita Stupava, Veľké Leváre

- stredne ťažkej hlinitej pôde – lokalita Most pri Bratislave
- ťažká ílovitá pôda – lokalita Somotor, Malčice.

Na vybraných lokalitách sa z jednotlivých horizontov odobrali porušené a neporušené pôdne vzorky (do Kopeckého valčekov) na stanovenie hydrofyzikálnych a fyzikálno-chemických charakteristík pôdy, použité boli štandardné metódy stanovenia (Hraško a kol., 1962; Velebný, 1982).

V teréne sa stanovila nasýtená hydraulická vodivosť rôznymi metódami – jednosondovou metódou, metódou plnenej sondy, Guelphským permeametrom a diskovým permeametrom.

Preferované cesty sa určili na základe rozdielnej nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy s preferovanými cestami a nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdnej matrice.

Plocha puklín na povrchu pôdy sa merala v odobratých neporušených vzorkách pôdy po vysušení v laboratóriu.

Kvantifikácia adsorpčných procesov sa uskutočnila pomocou trepacích skúšok, tzv. batch testov. Experimenty sa vyhodnotili graficky a získali sa adsorpčné izotermy.

Výsledky a diskusia

Hydrofyzikálne a fyzikálno-chemické charakteristiky pôdy zo všetkých vybraných lokalít stanovené podľa metodiky sú podrobne uvedené v práci Nováková, Píš (2002). Z hľadiska prenosu rozpustených látok v pôde sú z týchto charakteristík dôležité infiltračné vlastnosti pôdy, hydraulická vodivosť, preferované cesty a sorpčné vlastnosti pôdy.

Zrnitostné zloženie pôd z jednotlivých lokalít je uvedené v tabuľke 1.

Tabuľka 1 Zrnitostné rozbor

Lokalita	Hĺbka [cm]	Fyzikálny íl <0,002 mm [%]	I. kategória <0,01 mm [%]	II. kat. 0,01 – 0,5 mm [%]	III. kat. 0,05 – 0,1 mm [%]	IV. kat. 0,1 – 2 mm [%]	Pôdny druh
Veľké Leváre	15 – 20	3,89	7,24	5,61	9,10	78,05	P
Veľké Leváre	30 – 45	3,52	5,99	4,34	8,73	80,94	P
Veľké Leváre	55 – 70	2,17	2,64	0,04	1,74	95,58	P
Most p. Bratis.	5 – 10	15,73	38,25	45,07	13,78	2,89	H
Most p. Bratis.	40 – 45	15,81	37,12	47,26	14,12	1,50	H
Most p. Bratis.	85 – 90	15,44	38,74	48,23	11,39	1,63	H
Somotor	0 – 10	10,74	26,63	40,64	24,93	7,79	PH
Somotor	10 – 20	12,50	28,40	40,46	24,37	6,77	PH
Somotor	50 – 60	31,45	64,04	30,50	3,86	1,59	IV
Malčice M1	0 – 10	26,29	59,46	35,92	3,63	0,99	IH
Malčice M1	10 – 20	27,47	56,42	40,33	2,19	1,05	IH
Malčice M1	40 – 45	26,72	53,31	42,66	2,38	1,64	IH
Malčice M1	60 – 70	19,97	40,57	53,56	4,92	0,96	H
Malčice M2	5 – 10	35,35	68,79	28,79	1,99	0,44	IV
Malčice M2	70 – 100	22,77	42,39	47,52	9,26	0,83	H

Stanovenie preferovaných ciest na ľahkej piesočnatej pôde vo Veľkých Levároch, na stredne ťažkej hlinitej pôde v Moste pri Bratislave a na ťažkej ílovitej pôde na lokalite Somotor a Malčice sa uskutočnilo v spolupráci s Ústavom hydrológie SAV v Bratislave (Lichner, Štekauerová Á., 1999; Štekauerová 2000, 2001). Nasýtenú hydraulickú vodivosť, ktorá vyjadruje prúdenie iba pôdnou maticou, sme stanovili diskovým permeametrom. Nasýtená hydraulická vodivosť, ktorá vyjadruje transport vody a rozpustených látok preferovanými cestami, sa merala Guelphským permeametrom, jednosondovou metódou a metódou plnenej sondy (tabuľka 2, 3).

Tabuľka 2 Nasýtená hydraulická vodivosť meraná rôznymi metódami

Lokalita	Hĺbka[cm]	$K_{DP}[\text{cm.d}^{-1}]$	$K_{GP}[\text{cm.d}^{-1}]$
Veľké Leváre	0	22,13	4,48
Most pri Bratislave	30	4,66	37,19
Most pri Bratislave	70	15,56	34,61
Most pri Bratislave	90	16,88	21,05
Somotor	20	9,32	3,00
Malčice M1	20	1,64	161,14
Malčice M1	65	–	10,22

$K_{DP}[\text{cm.d}^{-1}]$ nasýtená hydraulická vodivosť meraná diskovým permeametrom

$K_{GP}[\text{cm.d}^{-1}]$ nasýtená hydraulická vodivosť meraná Guelphským permeametrom

Z výsledkov vyplýva, že na ľahkej piesočnatej pôde sa v porovnaní so stredne ťažkou pôdou oveľa menej vyskytujú preferované cesty, nasýtená hydraulická vodivosť pôdy zahrňujúca preferované cesty bola pri jednom stanovení dokonca nižšia ako nasýtená hydraulická vodivosť pôdnej matrice. Príčinou však mohla byť vysoká hladina podzemnej vody na lokalite Veľké Leváre, ktorá znemožňovala meranie Guelphským permeametrom. Lepšie výsledky sa namerali jednosondovou metódou. Na tejto lokalite sa predpokladá prenos vody a rozpustených látok len pôdnou matricou, a hoci ide o piesočnatú pôdu, prenos je pomerne pomalý. Svedčia o tom aj výsledky infiltračných pokusov na tejto lokalite. Priemerná nasýtená hydraulická vodivosť meraná Guelphským permeametrom na hlinitéj pôde v Moste pri Bratislave je niekoľkonásobne vyššia ako priemerná nasýtená hydraulická vodivosť meraná diskovým permeametrom. Najväčší rozdiel je vo vrchnej vrstve pôdy. Namerané výsledky ukazujú na skutočnosť, že preferované cesty sa vyskytujú viac v orničnej vrstve pôdy. Na lokalite Somotor, ktorá sa vyznačuje extrémne nízkou priepustnosťou, čo potvrdzujú infiltračné testy, bola hodnota nasýtenej hydraulickej vodivosti meraná Guelphským permeametrom dokonca nižšia ako hodnota meraná diskovým permeametrom. Podľa tohto merania by sa v pôde na lokalite Somotor nevyskytovali žiadne preferované cesty. V Malčiciach (sonda M1) je nasýtená hydraulická vodivosť meraná Guelphským permeametrom niekoľkonásobne vyššia ako hodnota meraná diskovým permeametrom. Na tejto lokalite možno teda očakávať rýchly prenos vody a rozpustených látok v pôde makropórmi. Na oboch lokalitách Východoslovenskej nížiny sa uskutočnilo meranie nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy aj metódou plnenej sondy. Výsledky sú uvedené v tabuľke 3. Touto metódou sa podobne ako Guelphským permeametrom meria prúdenie preferovanými cestami, z čoho možno predpokladať, že na lokalitách s ťažkou ílovitou pôdou existuje preferované prúdenie.

Tabuľka 3 Priemerná nasýtená hydraulická vodivosť meraná jednosondovou metódou alebo metódou plnenej sondy

Lokalita	Hĺbka sondy [cm]	$K[\text{cm.d}^{-1}]$
Veľké Leváre	0 – 80	198,52
Veľké Leváre VL1	0 – 100	34,89
Veľké Leváre VL2	20 – 120	59,39
Veľké Leváre VL4	30 – 120	115,66
Most pri Bratislave	0 – 100	24,70
Most pri Bratislave	130 – 200	123,90
Somotor	0 – 96	15,14
Malčice M1	0 – 96	31,30
Malčice M2	0 – 100	13,63

V laboratórnych podmienkach bola po voľnom vysušení pri laboratórnej teplote stanovená plocha puklín. Meranie sa uskutočnilo na 15 neporušených vzorkách pôdy odobratých z povrchovej vrstvy. Plocha puklín bola vyjadrená v relatívnych hodnotách ako percentuálna časť celej plochy valčeka a na lokalite Most pri Bratislave (hlinitá pôda) sa pohybovala v rozmedzí od 2,80 do 5,05 %. Na lokalite

Somotor sa plocha puklín pohybovala v rozmedzí od 1,39 do 6,89 %. Sú to zhruba podobné hodnoty ako na stredne ťažkej pôde v Moste pri Bratislave. Zo zrnitosťných rozborov totiž vyplynulo, že povrchová vrstva pôdy v Somotore je piesočnatohlinitá, nevytvárajú sa preto na nej výrazné pukliny. Úplné iné výsledky sa namerali na vzorkách pôdy z Malčíc (sondy M1 a M2). Na sonde M1 sa plocha puklín pohybovala od 10,77 do 14,17 % a na sonde M2 dokonca od 16,27 do 24,14 %. Tvorba puklín súvisí s vyšším obsahom ílovitých častíc a pukliny sa tvoria v takýchto pôdach v dôsledku napučievania a následného zmrašťovania pri vysušovaní. Výsledky sú uvedené v tabuľke 4.

Tabuľka 4 Plocha puklín meraná v laboratóriu

Lokalita	Pôdny druh	Objemová hmotnosť [g.cm ⁻³]	Priemerná plocha puklín [%]	Maximálna plocha puklín [%]
Somotor	piesočnatohlinitá	1,50	2,34	6,89
Most pri Bratislave	hlinitá	1,48	4,31	5,05
Malčice M1	ílovitohlinitá	1,35	12,68	14,17
Malčice M2	ílovitá	1,08	20,40	24,14

Sorpčné vlastnosti kadmia sa stanovili pomocou trepacích skúšok (batch testov) na pôdach z lokalít Veľké Leváre – ľahká pôda, Most pri Bratislave – stredne ťažká pôda, Somotor a Malčice – ťažká pôda. Výsledky trepacích skúšok kadmia sa vyhodnotili ako adsorpčné izotermy, t.j. závislosti adsorbovaného množstva kadmia v mg/kg od koncentrácie kadmia v roztoku v mg/l. Z adsorpčných izoteriem boli stanovené distribučné koeficienty k_d . Z výsledkov sorpcie vyplýva, že najvyššie distribučné koeficienty pre kadmium mala ílovitá pôda z lokality Malčice. Najnižšie distribučné koeficienty boli namerané na piesočnatej pôde z lokality Veľké Leváre. Výsledky sú v súlade so zrnitosťným zložením pôdy a celkovou sorpčnou kapacitou pôdy.

Adsorpcia atrazínu bola sledovaná vo vodných roztokoch atrazínu. Ako adsorbent bola použitá piesočnatá pôda z lokality Stupava a hlinitá pôda z lokality Most pri Bratislave. Podľa distribučného koeficientu sorpcia atrazínu je slabšia na piesočnatej pôde a silnejšia na stredne ťažkej hlinitej pôde. Z toho dôvodu na piesočnatej pôde hrozí väčšie nebezpečie prieniku atrazínu do hlbších vrstiev pôdneho profilu, prípadne až do podzemných vôd. Z výsledkov sorpčných experimentov ďalej vyplýva, že atrazín sa vo všeobecnosti adsorbuje na sorpčný komplex pôdy oveľa silnejšie ako kadmium, o čom svedčia hodnoty distribučných koeficientov. Zo študovaných kontaminantov je preto kadmium rizikovejšou látkou ako atrazín, z hľadiska jeho pohyblivosti v pôdnom profile a potenciálneho prieniku do podzemnej vody.

Ak je trepacou skúškou stanovený distribučný koeficient, je možné vypočítať retardačný faktor R (bezrozmerná veličina, závislá od objemovej hmotnosti a vlhkosti pôdy), ktorý vyjadruje vplyv adsorpcie na prenos chemickej látky. Distribučné koeficienty a retardačné faktory pre kadmium a atrazín sú uvedené v tabuľke 5.

Tabuľka 5 Kadmium

Lokalita	Hĺbka, m	Distribučný koeficient k_d [dm ³ .kg ⁻¹]	Retardačný faktor R
Veľké Leváre	0,2 – 0,5	2,38	15,98
Veľké Leváre	0,6 – 0,9	4,57	33,67
Most pri Bratislave	0,05 – 0,2	8,30	26,48
Somotor	0,2 – 0,5	6,47	28,05
Somotor	0,5 – 0,7	14,00	47,24
Malčice M1	0,05 – 0,20	34,70	104,66
Malčice M1	0,35 – 0,50	34,20	121,51

Tabuľka 6 Atrazín

Lokalita	Hĺbka, m	Distribučný koeficient k_d [dm ³ .kg ⁻¹]	Retardačný faktor R
Stupava	0,05 – 0,2	17,80	73,63
Most pri Bratislave	0,05 – 0,2	27,40	85,10

Z nameraných výsledkov a projektov riešených v predchádzajúcom období (Šanta a kol., 1994; Rehák a kol., 1997; Rehák a kol., 1999) možno vytypovať a kategorizovať oblasti Slovenska s možným negatívnym ovplyvnením kvality podzemných vôd na základe týchto pôdných parametrov:

hydrofyzikálne pôdy – zrnitosťné zloženie, pôdny druh, objemová hmotnosť a pórovitosť, zhutnenie pôdy, štruktúra ornice, preferované cesty, hĺbka štrkového podložja, vlhkosť pôdy, retenčné vlastnosti pôdy, infiltračné parametre, nasýtená hydraulická vodivosť,

fyzikálno-chemické charakteristiky pôdy – pH pôdy, obsah karbonátov, obsah humusu, celková sorpčná kapacita pôdy, stupeň nasýtenia sorpčného komplexu bázickými kationmi, distribučný koeficient, retardačný faktor.

Zraniteľnosť podzemnej vody je ovplyvnená okrem vlastností pôdy aj ďalšími parametrami. Medzi najdôležitejšie z nich patria: existujúce zdroje kontaminantov – hnojivá, agrochemikálie, pesticídy, intenzívna závlaha, plytká hĺbka hladiny podzemnej vody, meteorologické a hydrologické parametre – prívateľné dažde, priesakový vodný režim.

Záver

Hydrofyzikálne charakteristiky stredne ťažkej hlinitej pôdy v Moste pri Bratislave a ťažkej ílovitej pôdy v Malčiciach ukazujú na preferované prúdenie vody s rozpustenými látkami a ich možný rýchly prienik do podzemných vôd. Svedčí o tom existencia výsušných puklín pri určitých vlhkostných podmienkach, ale najmä rozdiel v nasýtenej hydraulickej vodivosti meranej rôznymi metódami, ktorý potvrdzuje prítomnosť preferovaných ciest predovšetkým vo vrchných vrstvách pôdneho profilu. Nasýtená hydraulická vodivosť pôdy s makropórmi je vo vrchných vrstvách pôdneho profilu mnohonásobne vyššia ako v pôdnej matici. Rýchly prenos rozpustených kontaminantov preferovanými cestami možno predpokladať v stredne ťažkej hlinitej pôde a ťažkej ílovitej pôde, nie v piesočnatej pôde.

Sorpcia kadmia a atrazínu na piesočnatej pôde je v porovnaní so stredne ťažkou pôdou a ťažkou ílovitou pôdou výrazne nižšia, čomu zodpovedajú i hodnoty distribučných koeficientov a retardačných faktorov. Na piesočnatej pôde preto hrozí väčšie nebezpečenstvo prieniku kontaminantov do hlbších vrstiev pôdneho profilu, prípadne až do podzemných vôd. Z výsledkov sorpčných experimentov ďalej vyplýva, že atrazín sa vo všeobecnosti adsorbuje na sorpčný komplex pôdy oveľa silnejšie ako kadmium. Kadmium je z hľadiska pohyblivosti v pôdnom profile a potenciálneho prieniku do podzemnej vody rizikovejšou látkou ako atrazín.

Zraniteľnosť podzemnej vody možno očakávať v prípade kombinácie viacerých nepriaznivých charakteristík pôdy, ako sú napr. vysoká hydraulická vodivosť, existencia preferovaných ciest alebo nízka adsorpcia kontaminantov na sorpčný komplex pôdy.

Literatúra

- CIBULKA, J. a kol., 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosfére. Academia Praha
- FLURY, M. - FLÜHLER, H. - JURY, W. A. - LEUENBERGER, J., 1994: Susceptibility of soil to preferential flow of water: A field study. Water Resour. Res., 30, 1945 – 1954.
- GHODRATI, M. - JURY, W.A., 1990: A field study using dyes to characterize preferential flow of water. Soil Sci. Soc. Am. J., 54, 1558 – 1563.
- HANCE, R.J., 1987: Herbicide behaviour in the soil, with particular reference to the potential for ground water contamination. Herbicides. Edited by D. H. Hutson and T. R. Roberts. John Wiley and Sons Ltd.
- HRAŠKO, J. a kol., 1962: Rozbory pôd. SNTL Bratislava.
- LICHNER, Ľ. - MAJERČÁK, J. - SLABOŇ, S. - ŠTEKAUEROVÁ, V., 1994: Prenos rozpustených látok v pôde. Veda Bratislava, 120 s.
- LICHNER, Ľ., 1998: Vplyv preferovaného prúdenia na prenos kadmia v hlinitej pôde. J. Hydrol. Hydromech., 46, 3, 207 – 217.
- LICHNER, Ľ. - DLAPA, P. - FAŠKO, P., 2001: Príčiny a dôsledky preferovaného prúdenia vody v pôde. Zborník zo 14. slovensko-česko-poľského vedeckého seminára „Fyzika vody v pôde“. Michalovce, Zemplínska Šírava, 80 – 83.
- LICHNER, Ľ. - ŠTEKAUEROVÁ, V., 1999: Stanovenie preferovaného prúdenia v pôdnom profile stredne ťažkej pôdy v Moste pri Bratislave. Záverečná správa. Ústav hydrológie SAV Bratislava, 43 s.

- NOVÁKOVÁ, K., 1996: Charakteristiky simultánneho prenosu vody a agrochemikálií v pôdnom profile s využitím matematického modelovania. Závěrečná správa VÚZH, Bratislava.
- NOVÁKOVÁ, K. - ŠÍR, M. - PÍŠ, V., 1997: Riziko prieniku herbicídov do podzemných vôd na Žitnom ostrove. In: Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. Zborník anotácií z V. Posterového dňa s medzinárodnou účasťou, Bratislava, 89 – 90.
- NOVÁKOVÁ, K. - PÍŠ, V., 2002: Vplyv rýchleho prenosu rozpustených látok v zóne aerácie na zraniteľnosť podzemných vôd. Závěrečná správa za subprojekt 06. Slovenský vodohospodársky podnik, š. p. odštepný závod Hydromeliorácie, Bratislava. december 2002.
- PÍŠ, V. - NOVÁKOVÁ, K. - KLINČEKOVÁ, M., 1999: Sorption of Cadmium, Lead and Mercury Ions in Agricultural Soils. Scientific Papers of the Research Institute of Irrigation, 24, p. 159 – 172.
- REHÁK, Š. a kol., 1997: „Sústava hospodárenia na zavlažovaných územiach ovplyvňovaných prevádzkou vodného diela na Dunaji bez negatívneho vplyvu na kvalitu podzemných vôd“. Závěrečná správa. VÚZH Bratislava.
- REHÁK, Š. a kol., 1999: "Podmienky distribúcie iónov ťažkých kovov (kadmia, olova, ortuti) v zóne aerácie pôd". Závěrečná správa. VÚZH Bratislava.
- ŠANTA, M. a kol., 1994: „Zvýšenie intenzity a efektívnosti sústavy hospodárenia v závlahách bez negatívneho vplyvu na ekológiu“. Závěrečná správa. VÚZH Bratislava.
- ŠTEKAUEROVÁ, V., 2000: Vplyv nehomogenity pôdy na hodnotu jej nasýtenej hydraulickéj vodivosti. Závěrečná správa. Ústav hydrológie SAV Bratislava, 12 s.
- ŠTEKAUEROVÁ, V., 2001: Stanovenie preferovaného prúdenia v pôdnom profile ťažkej pôdy na Východoslovenskej nížine a v pôdnom profile ľahkej pôdy na Záhorí. Závěrečná správa. Ústav hydrológie SAV Bratislava, 10 s.
- TOMKOVÁ, D. - HEGNER, P., 1988: Rozbor otázky vstupu kadmia s priemyslovými hnojivami do pôdy v ČSSR. In: Průmyslové hnojiva a životní prostředí. ČSVTS Ústí n/Labem.
- VELEBNÝ, V., 1982: Hydropedológia. SVŠT Bratislava, 173 s.
- WALLACH, R. - STEENHUIS, T.S., 1998: Model for nonreactive solute transport in structured soils with continuous preferential flow paths. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 881 – 886.

Antropogenní vlivy v podhůří Ždánického lesa

Anthropogenic Influences in Submontane Ždánický les

Jiří OBRŠLÍK - Jana UHLÍŘOVÁ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha,
oddělení pozemkových úprav Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, ČR*

Abstrakt

Cílem tohoto příspěvku je seznámit se změnami pedologických charakteristik v zájmovém území, ke kterým došlo v průběhu posledních čtyřiceti let. K exaktnímu zkoumání byly použity informace z polních půdních záznamů, z tzv. základních a výběrových sond, realizovaných v rámci Komplexního průzkumu zemědělských půd a byly porovnány se současným stavem na základě popisu a analýzy 74 sond. Srovnávány jsou tak tytéž ukazatele na totéž místě a to poprvé v roce 1962 a podruhé v roce 2002.

Klíčová slova: půdní typ, Komplexní průzkum zemědělských půd, antropogenní změny

Abstract

The goal of this paper is to recognize some changes of pedological characteristics in studied area what have been running during last forty years. Information obtained from field soil records, so-called basic and selected probes, carried out in the frame of Complete Survey of Agricultural Soils were used at exact research. Soil probes were compared with present status on the base and analyses of 74 probes. Also parameters in the same sites were compared, first in 1962 and secondly in 2002.

Keywords: soil type, Complete Survey of Agricultural Soils, anthropogenic changes

Úvod

Aktivita člověka v podhůří Ždánického lesa a v Kyjovské pahorkatině ovlivňuje již cca 5 tisíc let zásadním způsobem půdní pokryv této převážně výrazně členité krajiny. Negativní důsledky v poslední době přináší vysoké zornění erozně náchylných zemědělských půd a dále nedostatečné zalesnění této agrární krajiny. Rozsah a intenzita antropogenních změn půdy závisí na následujících faktorech:

- intenzita a způsob zemědělského hospodaření,
- množství a intenzita srážek,
- výskyt výrazně erozně náchylných půdotvorných substrátů a to jak spraší (které v území převažují), tak zrnitostně lehkých a středně těžkých karpatských flyšů,
- svažitosť terénu a délka svahů.

Působením těchto faktorů dochází v historicky krátké epoše k výrazným změnám pedologického pokryvu zemědělsky využívaných ploch zkoumané oblasti. Následkem neadekvátní intenzity využívání zemědělské půdy dochází působením vodní a větrné eroze nejprve ke zkracování svrchních půdních profilů, což po určité době vede až celkovému plošnému smyvu původních půdních horizontů. Naopak v depresních lokalitách se hromadí smyté horizonty z výše položených lokalit terénu. Obě tyto protichůdné tendence – eroze a akumulace erodovaných horizontů – jsou rozsahem změn tak výrazné, že je nezbytné změnit při rebonitaci zařazení dotčených ploch do hlavních půdních jednotek.

Materiál a metody

Průzkum je prováděn v katastrálním území města Ždánice a obcí Archlebov a Dražůvky, severovýchodně od města Kyjova, původně v okrese Hodonín, nyní v kraji jihomoravském. Z pohledu geografického severní část k.ú. Ždánice a Archlebova je tvořena jižními svahy Ždánického lesa. Jižní části těchto katastrů a téměř celé území Dražůvek náleží ke Kyjovské pahorkatině. Severní část území je klimaticky řazena do oblasti mírně teplé, mírně suché s mírnou zimou, tedy do klimatického regionu 2. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 8 a 9 °C. Jižní část území spadá do klimatického regionu 0, velmi teplého a suchého, s průměrnou roční teplotou 9 až 10 °C. Roční úhrn srážek v zájmovém území je 593 mm, s minimem v únoru (26 mm) a maximem v červenci (74 mm).

Severní část analyzovaného území náležející k pahorkatině Ždánického lesa se vyznačuje značně členitým terénem s hlubokými a často ostrými hřbety. Nejvyšším bodem území je kóta 384 m n. m. Jižní část území patřící k pahorkatině Kyjovské, má celkově plošší charakter s menšími výškovými rozdíly. Zde leží nejnižší bod území ve výšce 192 m n. m.

Půdotvorný substrát v severní části je tvořen paleogenním karpatským flyšem překrytým spraší pleistocenního stáří. V jižní části jsou překryvy spraše mohutnější. Na spraších se vytvořily převážně černozemě, na menší ploše i hnědozemě. V údolnicích kolem úzkých niv, které jsou vyplněny převážně vápenitými nívními uloženinami se vytvořily fluvizemě glejové nebo pseudogleje modální. Plošně omezené areály nesmytých černozemí mají vodní režim příznivý. Většina území pokrytá smytými černozeměmi případně hnědozeměmi trpí především v letním období proschnutím půdního profilu do hloubky.

Výsledky

Na základě porovnání půdních profilů a výsledků rozborů ze 74 sond byly všechny sondy rozříděny podle převažujících tendencí do 12 souborů, které jsou vyhodnoceny v tabulce 1.

Soubor 1 s počtem 6 sond představuje v dané oblasti velmi cennou skupinu – v minulosti i dnes zachovanou černozem s typickým profilem. Průměrná svažitost činí 2,8°. V této erozi nejméně postižené skupině sice bylo zjištěno zkrácení orničního horizontu (z 43,7 na 40,5 cm) i zmenšení hloubky výskytu půdotvorného substrátu (z 65,3 na 55 cm), avšak půdní typ se nemění.

Soubor 2 zahrnuje 4 sondy, kde v minulosti byla černozem typická a nyní se řadí podle nové klasifikace jako černozem modální, přestože jsou v profilech výrazné projevy erozní degradace. Orniční horizont se mění z 22 na 18,5 cm, půdotvorný substrát vystupuje z 52 na 25,5 cm. Důvodem je především vyšší svažitost a to 6,5°.

Soubor 3, zastoupený pouze 3 sondami, v minulosti označený jako černozem smytá, dnes vykazuje zkrácený profil černozemně modální, případně koluvizemní. Je dokladem permanentně probíhající svahové akumulace humusového horizontu z 23,3 na 30,6 cm (= hloubka výskytu substrátu), v souvislosti s tím se současně zkracuje orniční horizont z 23,3 na 18,6 cm. Svažitost lokalit je v průměru 5°, jedná se však o oblasti konkávních depresí.

Soubor 4 zastupuje v minulosti černozem smytou, dnes klasifikovanou jako černozem modální. Četnost sond v souboru je 11, průměrná svažitost dosahuje 5,4°. Změny v profilu jsou malé.

Soubor 5 obsahující 8 sond s historickým označením černozem akumulovaná byl překlasifikován na koluvizem. Tato početně druhá největší skupina má průměrnou svažitost 4°. Je pro ni charakteristické zkrácení orničního horizontu z 25 na 20 cm, ale půdotvorný substrát se z hloubky 51,2 cm přesouvá hluboko pod 1 m. Tímto vývojem prochází terénní deprese a podsvahové polohy.

Soubor 6 tvořený 2 sondami, s průměrnou svažitostí 5,6°, vykazující zkrácení orničního horizontu z 24 na 19 cm a výstup půdotvorného substrátu z 34 na 27,7 cm, byl dříve představitelem černozemě silně smyté, pro který je typické smytí humusového horizontu a tvorba orničního horizontu přímo z půdotvorného substrátu (spraše). Erozní degradace těchto půd natolik pokročila, že podle nové klasifikace se zařazuje do karbonátových regozemí.

Soubor 7 byl zařazen původně jako černozem smytá. Obsahuje 8 sond se svažitostí 7,9°. V důsledku totální eroze zbytků spraše vyžadují všechny sondy tohoto souboru přearování. Erozní smyv se projevil ve zkrácení orničního horizontu méně výrazně (z 22,2 na 21,6 cm), ale substrát vystoupil z 44,2 na 22,8 cm. Půdotvorný substrát je dnes tvořen pouze karpatským flyšem. Relativní zachovalost orničního horizontu je způsobena průběžným prioráváním podorničních vrstev.

V souboru 8 je pouze 1 sonda vyskytující se v depresi se sklonem do 1°. Byla při komplexním průzkumu půd označena jako hnědozem akumulovaná. Prvý horizont vykazuje prohloubení z 22 cm na 33 cm, půdotvorný substrát se posunul ze 100 cm do hloubky výrazně nižší jak 120 cm. Z tohoto důvodu je sonda klasifikována nyní jako koluvizem.

Soubor 9 je tvořen 4 sondami se svažitostí 8,2°. Pro sondy jsou charakteristické minimální rozdíly v profilech, soubor zastupuje hnědozemě smyté, podle nové klasifikace hnědozemě modální.

Soubor 10 s 18 sondami je nejpočetnější, průměrná sklonitost lokalit činí 6,6°. Orniční horizont je nyní nepatrně hlubší (22,6 cm, původně 20,6 cm), substrát byl dříve v 53,6 cm, dnes pouze v 27,6 cm. V minulosti byly sondy klasifikovány jako hnědozemě smyté, poněvadž substrátem byla ještě spraš. Současný půdotvorný substrát je karpatský flyš, proto se mění i půdní typ na pararendziny.

Soubor 11 zastoupený 5 sondami se sklonitostí do 1° vykazuje prohloubení orničního horizontu z 23 cm na nyníšších 31 cm. Byl v minulosti označen jako nivní půdy glejové, nyní v rámci nové klasifikace je to fluvizem. Akumulací se změnila hloubka výskytu půdotvorného substrátu ze 71 na 74 cm. V porovnáváním časovém úseku 40 let došlo k výraznému oslabení glejových projevů.

Soubor 12 je tvořen 4 sondami v depresních polohách se sklonem do 2°. Orniční horizont dosahoval dříve 23,5 cm dnes pouze 21 cm. Původní označení půdního typu bylo nivní půda slabě oglejená. V důsledku akumulace splavenin jsou znaky hydromorfizmu posunuty výrazně níže. Současná klasifikace tyto sondy zařazuje jako koluvizemě.

Tabulka 1 Srovnání charakteristik a klasifikace sond

Soubor č.	Počet sond	% zastoupení	Půdní typ		Svažitost (°)	Hloubka orničního horiz. (cm)		Hloubka substrátu (cm)	
			r. 1962	r. 2002		r. 1962	r. 2002	r. 1962	r. 2002
1	6	8,1	ČMt	CEm	2,8	43,7	40,5	65,3	55,0
2	4	5,4	ČMt	CEm(e)	6,5	22,0	18,5	52,0	25,5
3	3	4,1	ČMsm	CEm	5,0	23,3	18,6	23,3	30,6
4	11	14,9	ČMsm	CEm(e)	5,4	23,9	24,4	35,1	33,2
5	8	10,8	ČMak	KOm	4,0	25,0	20,0	51,2	> 100
6	2	2,7	ČMssm	RGc	5,6	24,0	19,0	34,0	27,7
7	8	10,8	ČMsm	PRm	7,9	22,2	21,6	44,2	22,8
8	1	1,3	HMak	KOm	< 1	22,0	33,0	100,0	> 120
9	4	5,4	HMsm	HNm	8,2	21,5	21,2	38,2	36,2
10	18	24,3	HMsm	PRm	6,6	20,6	22,6	53,6	27,6
11	5	6,8	NPG	FLm	< 1	23,0	31,0	71,0	74,0
12	4	5,4	NP(g)	KOm	< 2	23,5	21,0	82,0	88,8

V tabulce jsou užívány následující zkratky: ČMt – černozem typická, ČMsm – černozem smytá, ČMssm – černozem silně smytá, ČMak – černozem akumulovaná, HMak – hnědozem akumulovaná, HMsm – hnědozem smytá, NPG – nivní půda glejová, NP(g) – nivní půda slabě oglejená, CEm – černozem modální, (e) – erodovaná forma, HNm – hnědozem modální, PRm – pararendzina modální, KOm – koluvizem modální, RGc – regozem karbonátová, FLm – fluvizem modální.

Závěr

Z vyhodnocení klasifikačních změn na sledovaných 74 sondách (= 100 %) vyplývá, že změnu nevykazuje pouze fluvizem s 6,8 % sond ve skupině 11, až na oslabení glejového procesu. Nejnižší úbytek a to z původních 13,5 % v roce 1962 na 12,2 % v současnosti zaznamenáváme u černozemí v plochých lokalitách, kde svažitost nepřesahuje 3°.

Černozemě smyté bylo v minulosti 32,5 %, dnes se její výskyt snížil na 20,3 %. Došlo-li k úplnému smytí sola při zachování spraše jako půdotvorného substrátu, bylo nutné 2,7 % sond překlasifikovat na regozemě. Na svazích nad 7° je eroze natolik extrémní, že došlo ke smytí nejen půdních horizontů, ale i sprašových překryvů a obnažení podložního flyše. Proto se 10,8 % posuzovaných sond původně černozemě smyté změnilo na pararendzinu. Obdobně je tomu i u hnědozemě smyté, která dříve dosahovala 29,7 %, dnes se vyskytuje na pouze 5,1 % sond. Z původního rozsahu 29,7 % se

plných 23,3 % sond změnilo opět na pararendzinu, která se svými 35,1 % je v zájmovém území v současnosti nejpočetnější půdní jednotkou. Následkem pokračující akumulace se hnědozem akumulovaná vyskytující se převážně v depresních lokalitách transformovala na koluvizemě. V důsledku akumulačního procesu se také 10,8 % černozemí akumulovaných klasifikujeme jako koluvizemě, kterých je dnes celkem 17,5 %.

Největší pokles a to o 24,3 % představuje úbytek hnědozemí, naopak největší nárůst zaznamenáváme u pararendzin a to o 35,1 % ze všech 74 studovaných sond. Uvedené výsledky jsou důkazem o rozsahu antropických změn odrážejících se na geomorfologii a půdním pokryvu intenzivně využívané agrární krajiny za posledních 40 let.

Rad pôd vo východnej časti Belianskych Tatier (Muráň a okolie)

A Soil Catena in Eastern Part of Belianske Tatry Mts. (Muráň and its Surrounding)

Alenka PARAČKOVÁ

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

Abstrakt

V príspevku sa zameriavame na niektoré zákonitosti detailného členenia krajiny s osobitným dôrazom na interakcie pôd so substrátom a reliéfom na príklade vybraných lokalít Belianskych Tatier, ktoré sme spozorovali počas terénneho výskumu v roku 2001.

Kľúčové slova: Belianske Tatry, pôdny typ, rad pôd, azonalita

Abstract

In the report, we survey some relations of detail landscape delimitation with special emphasis on interaction soils with parent rock and relief for examples the selected localities of the Belianske Tatry Mts., where we observed during the terrain research in 2001 year.

Keywords: The Belianske Tatry Mts., soil type, soil catena, azonality

Úvod

Belianske Tatry predstavujú v rámci Slovenska výnimočne územie. Ich jedinečnosť nespočíva len v ich výške či bralom charaktere reliéfu chrbtových polôh, ktorý je geologicky tvorený prevažne druhornými karbonátovými a silikátovo-karbonátovými horninami. S nimi je spätá diverzita vegetácie, ktorá odráža nielen vlastnosti geologickej stavby, ale aj ostatných zložiek krajiny. Celkový ráz krajiny Belianskych Tatier sa zreteľne mení rastom nadmorskej výšky v podobe výškových stupňov, limitovaných klimatickými parametrami danej lokality. Od povahy reliéfovo-hydrologicko-substrátového komplexu sa v hlavnej miere odvíja detailné členenie vysokohorskej krajiny, zreteľne sa prejavujúce diferenciáciou pôd v danom území.

Množstvo prác poukazuje na výnimočnosť tohto územia z viacerých hľadísk, pôda je jednou z nich. Výskum pôd Belianskych Tatier prebiehal už od roku 1953, kde v minulosti bola venovaná značná pozornosť, najmä z pohľadu ich periglaciálnych alebo deštrukčných foriem (Pelíšek 1953, 1956; Plesník 1956; Midriak 1971, 1989 a iné). Pedogeografii v oblasti Belianskych Tatier sa venovala dostatočná pozornosť, najmä z pohľadu vplyvu vybraných krajinných prvkov na detailnú diferenciáciu pôdneho krytu. Touto problematikou sa zaoberal rad autorov: Pelíšek 1973, Linkeš 1981, Midriak 1972, 1983, Račko, Bedrna 1998, 1999, Račko a kol. 1995, Bednárík 1998, Bedrna, Račko 2000, Bedrna a kol. 2001, 2002 a 2003 atď.

V tomto príspevku sa prekladá náčrt a zhodnotenie vplyvu vybraných krajinných prvkov na detailnú priestorovú diferenciáciu pôdnej pokrývky Belianskych Tatier (Muráň a okolie) s osobitným dôrazom na pôdno-substrátové a pôdno-reliéfové vzťahy.

Materiál a metodika

Terénny prieskum a mapovanie pôd sa uskutočnilo v rokoch 1995 – 2001 s kolektívom autorov: Bedrna, Račko a Paračková a doplnenými vlastnými opísanými sondami a orientačnými odkryvmi. K práci sme použili pôdnu mapu Belianskych Tatier v M = 1:10 000 vypracovanú v roku 1999 a upresnenú v roku 2002 na základe terénnych prác v rokoch 2000 a 2001 (Bedrna, Paračková, Račko). Opis sond a klasifikácia pôd je stanovená podľa kolektívu (2000), ako aj Čurlíka a Šurinu (1998).

Analýzy pôdných vzoriek, v ktorých sa stanovila zrnitosť pipetovacou metódou, pôdna reakcia potenciometricky, organický uhlík mokrým spaľovaním s prepočtom na humus a v niektorých pôdných vzorkách aj uhličitan vápenatý Jankovým vápnomerom, spáliteľné organické látky po vyžíhaní zeminy na 250 °C a celkový dusík podľa Jodlbauera, ním umožnili získať základné údaje o fyzikálnych a chemických vlastnostiach pôd.

Výsledky a diskusia

Podľa Mazúra et. al. (1980), ako aj podľa Bedrnu a Račka (1999) bola upresnená rozloha Belianskych Tatier na mapách v mierke 1:10 000 číni 65 km². V rámci Belianskych Tatier sme faktory a vzťahy, vyvolávajúce a indikujúce heterogenitu krajiny montánneho, subalpínskeho a alpínskeho vegetačného stupňa sledovali na transekte v lokalite niva rieky Javorinky – Pod Muráňom pri horárni – Pod Muráňom – Muráň. Na štruktúru pôdnej pokrývky Belianskych Tatier majú najvýznamnejší vplyv pôdotvorné substráty a reliéf menej klíma, rastlinstvo a človek.

Vplyv vybraných krajinných prvkov na rad pôd

Interakcia pôda – pôdotvorná materská hornina

Najvýznamnejší vplyv na pôdnu pokrývku v Belianskych Tatrách má pôdotvorná materská hornina, ktorá ovplyvňuje nielen kyslosť pôdy a jej odolnosť proti acidifikácii, ale aj štruktúru výskytu jednotlivých typov a subtypov pôd. V Belianskych Tatrách nachádzame vysoko diverzné, ako aj relatívne homogénne oblasti (Račko a Bedrna, 1999). Na rozdiel od predchádzajúcich predstáv o pôdnej pokrývke, v ktorom by mali dominovať rendziny na karbonátových horninách, prevládajú tam kambizeme, ktoré sa vyskytujú nielen na nekarbonátových, ale aj na karbonátových horninách. Karbonátové a karbonátovosilikátové horniny podmienili výskyt rendzín a pararendzín na 43 % územia a zároveň najviac eliminovali prejavy výškovej zonálnosti pôd. Podľa autorov Bedrnu, Račka (1998, 1999) a Bedrnu, Paračkovú, Račko (2001, 2002) sa táto zákonitosť neprejavuje v Belianskych Tatrách. Potvrdili sa naše predpoklady a opisované pásma podľa Pelíška (1966) sme ani v teréne ani pri zostavenej a upravovanej podrobnej pôdnej mape územia vôbec nezistili. Podľa charakteristiky pôd a pôdnej pokrývky Belianskych Tatier (Linkeš, 1981) vyplýva, že zonálnosť pôd sa tu neprejavuje tak jasne, ako sa to často predpokladá. Pri konfrontácii s Linkešom (1981) môžeme tvrdiť, že v tejto oblasti ani určitá forma výškovej zonality pôd neexistuje. Dokumentujeme to na príklade nášho rádu pôd, pretože po KMg by mal nasledovať pôdny typ podzol, čo sa v našom prípade nestalo.

Pri porovnaní morfológických vlastností pôd sa ukázalo, že vývoj radu pôd od FMm, KMg, PRk a LIm v rozpätí nadmorskej výšky 1 085 až 1 575 m n. m sa líši horninou. Dokumentuje to opis profilov v tabuľke 1.



Obr. 1 Pohľad na Muráň od horárne pod Muráňom

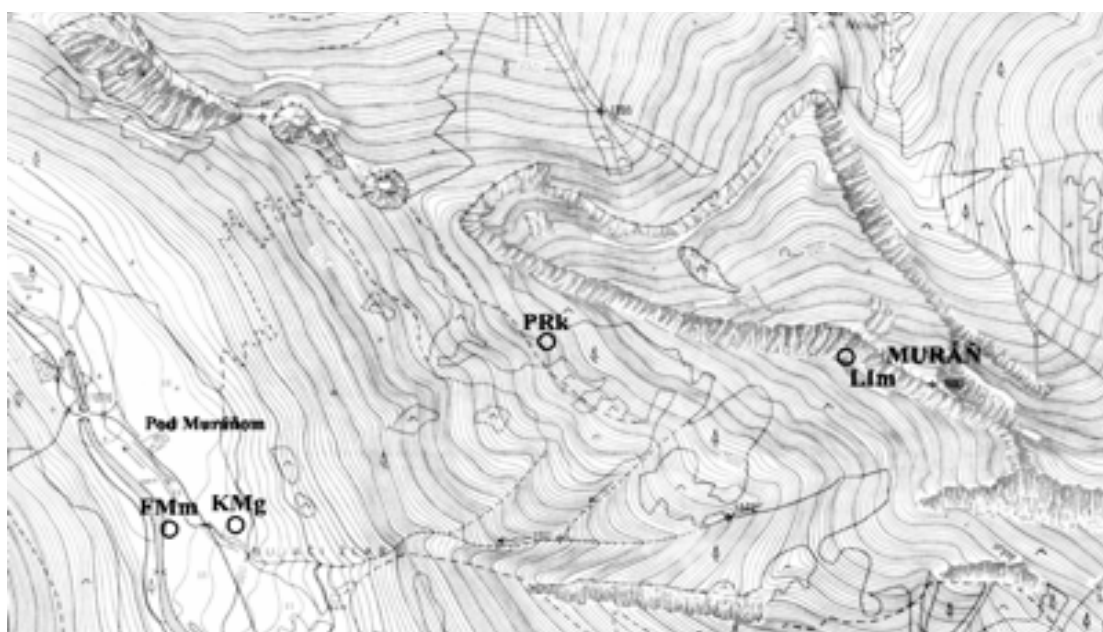
Foto: Alenka Paračková

Tento transekt je tvorený vo vrchnej časti (1 575 m n. m.), na bralách pevných karbonátových sedimentárnych hornín, medzi ktorými sa len útržkovité vyskytuje pôdna pokrývka litozeme modálnej s vegetáciou zväzu *Caricion firmæ*. V nižšej časti transektu (1 455 m n. m.), na delúviu zvetralín slieňov a slienitých vápencov sa vyvinula pararendzina kambizemná s vegetáciou tvorenou týmito druhmi napr. *Calamagrostis varia*, *Fragaria vesca*, *Petasites albus*, *Hypericum maculatum*, *Festuca altissima*, *Sorbus aucuparia*, a pod., ďalej smrekový les a malinčie. Smerom dole v nadmorskej výške 1 090 m na sledovanej lokalite nadobúdajú prevahu nekarbonátové glaciofluviálne sedimenty, kde sa vyvinula kambizem pseudoglejová.

Z vegetácie sú s týmito pôdami späté vlhkomilné druhy a to napr. *Alchemilla* sp. a pod. V najspodnejšej časti v nadmorskej výške 1 085 m sa na nekarbonátových menej karbonátových nivných sedimentoch vyvinula fluvizem modálna s vegetáciou tvorenou najmä riedkym porastom smreka a bylinným porastom napr. *Petasites albus*, *Alchemilla* sp. a pod.

Pri porovnávaní zrnitosti pôd (tab. 2) v záujmovom území prevládajú ľahké (hlinitopiesočné) a stredné (piesočnatohlinité, hlinité) pôdy. V tomto rade pôd obsahujú skelet (balvany, štrk, kamene) a to nielen hlbšie v pôdnom profile, ale aj na povrchu. Z údajov hodnôt pôdnej reakcie zhrnutých v tab. 3 vyplýva, že na týchto lokalitách dominujú pôdy so slabou kyslou až kyslou reakciou a to u FMm, KMg a u PRk v povrchových vrstvách. Pararendzina kambizemná smerom nadol do hĺbky má slabo alkalickú pôdnú reakciu. V prípade pôdnej organickej hmoty z tab. 4 vyplýva, že obsah humusu (%) v pôdach FMm a KMg je v povrchových humusových horizontoch približne rovnaký. V humusových horizontoch PRk a LIm sme zaznamenali prírastky % obsahu humusu. tieto prírastky % obsahu humusu sa dajú zdôvodniť zmenou substrátu a to karbonátového.

Obr. 2 Rozloženie sond



Interakcia pôda – reliéf

Diverzita pôd úzko súvisí s vplyvom reliéfu na štruktúru pôdnej pokrývky Belianskych Tatier. Reliéf vplýva na vlastnosti pôdy prostredníctvom sklonitosti, polohy a geometrickými formami. Členitý reliéf Belianskych Tatier spôsobil výskyt viac rôznych pôdných typov a subtypov nakoľko dochádza tu k častému striedaniu lokalít s diametrálne odlišnými podmienkami pre vznik pôdy. Na sledovanom území sa dajú pozorovať zrázy až mierne svahy, dokonca až lokálne plošiny. Variabilita reliéfových vlastností vplýva nielen na pedogenetické ale aj na erózne procesy. Väčšina pôd Belianskych Tatier je silne náchylná na vodnú eróziu, ktorá súvisí s veľkou svahovitosťou územia až 73 % plochy. Reliéf sa prejavuje prostredníctvom erózie na vlastnostiach pôdy a to predovšetkým na hrúbke humusového horizontu a kvalite humusu, hĺbke profilu (kambizemného horizontu), kyslosti a zamokrení. V dôsledku erózných a zvetrávacích procesov sa nachádzajú v Belianskych Tatrách

rendziny len v exponovaných polohách a na väčšej časti územia došlo k vytváraniu hlbších pôd typu kambizem. Preto aj na karbonátových pôdotvorných substrátoch nachádzame často kambizeme. Podľa Račka (1998) na rozšírenie pôd Belianskych Tatrách v závislosti priestorovej diferenciácie pôd od reliéfovo-substrátových vlastností má azonálny charakter. Vzhľadom na zistené závislosti priestorovej diferenciácie pôd v našich podmienkach sa prikláňam k názoru autora Račka (1998).

Interakcia pôda – klíma, vegetácia a človek

Linkeš (1981) tvrdí, že existuje aj v oblasti Belianskych Tatier určitá forma výškovej zonality pôd i keď s neostro ohraničenými zónami. Račko (1998) nesúhlasí s uvedeným výškovým rozčlenením pôd, ktorý popísal v práci Linkeš (1981) s výnimkou pôd na silikátových substrátoch, aj to len v prípade pôd vyvinutých na granitoidných substrátoch. V našom prípade klíma nemala vplyv na vývoj pôd.

Vegetácia a atmosferické zrážky majú vplyv na zvetrávanie hornín a ich vylúhovaniu karbonátov (Bednárík, 1998, Vörös, 1998). Ich vplyv na štruktúru pôdnej pokrývky má predovšetkým dekarbonatizáciou povrchových vrstiev pôd a teda vznikom kyslejších pôd aj na karbonátových horninách (tab. 3). V pôdach vytvorených zo zvetralín karbonátových a silikátovo-karbonátových hornín sme zistili relatívne znižovanie kyslosti od montánneho k alpskému vegetačnému stupňu, čo však súvisí s výraznejším vplyvom reliéfu a horniny ako klímy a rastlínstva na pôdu (Bedna, Paračková, 2003 v tlači). Na území Belianskych Tatier je veľmi pestrá prirodzená mozaika rastlinných tvorbou rendzín organogénnych a spoločenstvami zväzu *Caricion firmæ*. Rendzina kambizemná so spoločenstvami zväzu *Seslerion tatrae* v dolných častiach svahu vysokohorských polôh. Kambizem spoločenstiev na kyslých a vápenatých podložiach (Barančok, 1996). Veľmi výrazný je vzťah medzi rendzinová s vegetáciou zväzov *Adenostylon* a *Poion alpae* je v hlbších erózných depresiách a svahových výležiškách vysokohorských polôh (podrobnejšie Račko a kol., 1995).

Vplyv človeka na pôdy sa prejavuje nielen vyrúbaním kosodreviny, ale aj pešou turistikou. Táto je iniciátorom vodnej erózie pôd, ktoré podliehajú viac hlboké a málo humózne pôdy, ako plytké kameňisté pôdy s nízkym obsahom jemnozeme. V súčasnosti turistická trasa transektu lokality niva rieky Javorinky – Pod Muráňom pri horárni – Pod Muráňom až na Muráň je pre verejnosť uzatvorená.

Môžeme tvrdiť, že priame zásahy človeka sa v tomto prípade nevyskytli v takej miere ako na otvorených turistických trasách Belianskych Tatier.

Záver

V tomto príspevku predkladaný náčrt vplyvu vybraných krajinných prvkov na detailnú priestorovú diferenciáciu pôdnej pokrývky Belianskych Tatier v transekte v lokalite niva rieky Javorinky – Pod Muráňom – Muráň môžeme zhrnúť do týchto najvýznamnejších poznatkov:

1. Štruktúru pôdnej pokrývky Belianskych Tatier podmieňuje najviac pôdotvorné substráty a reliéf ako klíma, podzemná voda, rastlínstvo a človek.
2. Na štruktúru pôdnej pokrývky vývoja radu pôd od FMm, KMg, PRk, LIm má rozhodujúci vplyv geologický a reliéfový faktor. Vývoj pôd v tomto transekte sa líši horninou a zamokrením, čo sa prejavuje výrazným rozdielom vo fytocenóze.
3. Výšková pásmovitosť pôd v Belianskych Tatrách opisovaná Pelíškom (1966) a Linkešom (1981) podľa našich a poznatkov autorov Bedna, Račko (1998, 1999) sa vôbec neprejavuje. Štruktúra pôdnej pokrývky má azonálny charakter.
4. V pôdach vytvorených zo zvetralín karbonátových a silikátovo-karbonátových hornín sme zistili relatívne znižovanie kyslosti od montánneho k alpskému vegetačnému stupňu, čo však súvisí s výraznejším vplyvom reliéfu a horniny ako klímy a rastlínstva na pôdu.
5. Analýza priestorovej diferenciácie rozšírenia pôd v krajine a stanovenie jej významu jednotlivých prvkov v nej, vykonaná na uvedených príkladoch záujmového územia, prispieva k ďalšiemu prehĺbeniu poznatkov. Poznanie detailnej štruktúry krajiny umožňuje aj lepšie chrániť prírodu Tatier ako celostný útvar a tým ju aj zachovať pre nasledujúce generácie ľudstva. Bez poznania pôdnej diverzity a variability pri sledovaní vlastností vegetácie nie je možné zachovať prirodzené pôdno-vegetačné vzťahy a viesť k ich ochrane.
6. Celkový prínos vo vede je celkové posúdenie topografických zákonitosti zmien pôdnej pokrývky v priestore a nie v čase.

Tento príspevok bol zostavený vďaka GP 2/7042/20.

Tabuľka 1 Morfológické vlastnosti pôd transektu lokality niva rieky Javorinky až Muráň

Lokalita	m nad morom	Poloha a rastlinný kryt	Pôdny typ a subtyp, materská hornina	Index horizontu	Hĺbka horizontu v cm	Popis profilu	
niva rieky Javorinky pri horárni	1 085	Mieime zvltnená rovina, riedky porast smreka, hustý bylinný kryt – Petasites albus, Taraxacum officinale, Allchemilla sp., ojedinele mach	FMm – nf2 – nf3	Oo	0 – 3	Náznak opadanky z machu, ihličia, bylín, prechod zreteľný.	
				Ao	3 – 12	Farba za mokra 10 YR 3/2, za sucha 7,5 YR 2/3, navlhla, polyedrická, náznakovo drobnohrudkovitá štruktúra, kyprá, silné prekorenenie, kamienky, kamene, hlinito-piesčitá, prechod postupný.	
				AoC	12 – 30	Farba za mokra 10 YR 3/2, za sucha 7,5 YR 2/2, navlhla, polyedrická, náznakovo drobnohrudkovitá štruktúra, kyprá, silné prekorenenie, skelet s hĺbkou narastá cca 40 %, prechod postupný.	
				C	< 30	na nekarbonátových menej karbonátových nívnych sedimentov	
				Ao	0 – 6	Farba za mokra 10YR 2/2, za sucha 7,5YR 4/3, vlhka, prizmatická až polyedrická štruktúra, drobivá až tuha, korienky, kúsky tehly, kamienky, výskyt hrdzavých škvrn, prechod postupný.	
Pod Muráňom pri horárni	1 090	Mierne západný svah – 3°, vlhkomilný lúčny porast	KMg – np1	Bg	6 – 14	Škvrnitosť, farba za mokra u sivej škvrn 5R 4/1 až 70 % a hrdzavé škvrny 5YR 4/4 až 10 %, za sucha 7,5 YR 5/2-3, vlhka, polyedrická až prizmatická štruktúra, drobivá, korienky, kamienky do 10 %, prechod zreteľný.	
				Bv	14 – 60	Farba za mokra 7,5 YR3/4, za sucha 7,5 YR 4/3, vlhka, elementárna štruktúra, drobivá, štrk 50 % až kamene, korienky, prechod zreteľný.	
				C	< 60	Farba za mokra 7,5 YR 5/4, vlhka, elementárna štruktúra, kyprá, 50 – 70 % skeletu, na nekarbonátových glaciofluvialných sedimentov	
				Oh	0 – 18	Farba za mokra 10YR 2/3, za sucha 7,5YR 3/2, vlhká, drobnohrudkovitá štruktúra, 15 až 30 % skeletu, kyprá, prekorenenie, prechod zreteľný.	
Pod Muráň	1 455	JZ svah 35°, rastlinný kryt – Calamagrostis varia, Fragaria vesca, Petasites albus, Hypericum maculatum, Anthriscus nitida, Dryopteris dilatata, Festuca altissima, Athurium filix-femina, Sorbus aucuparia, krovinný porast – malinčie, ojedinele smrek	PR _K – sb	Bv(C)	18 – 31	Farba za mokra 10YR 4/3, za sucha 7,5YR 4/3, vlhká, drobnopolyedrická štruktúra, kyprá, prekorenenie, skelet nad 30 %, uhličitany, prechod postupný.	
				Cc	< 31	Na delúviu zvetralín slieňov a slienitých vápencov	
				Aoc	0 – 10	Farba za mokra 10YR 2/2, za sucha 5YR 2/2, navlhla, drobnohrudkovitá štruktúra, kyprá, korienky, skelet.	
Muráň	1 575	Bralo JJZ – 35°, miestami bylinný porast z tráv, plesnivec	LIm – sv – sb	Rc	< 10	Bralá zo zvetralín pevných karbonátových sedimentárnych hornín.	

Tabuľka 2 Zrnitosť pôd transektu lokality niva rieky Javorinky až Muráň

Lokalita	m nad morom	Pôdny typ (hornina)	Index horizontu	Hĺbka vzorky (cm)	Zrnitosť frakcie v %			Zaradenie do kategórií (druh pôdy)
					2 – 0,05 mm	0,05 – 0,002 mm	< 0,002 mm	
Niva rieky Javorinky – pri horárni	1 085	FMm	Ao	5 – 10	77,6	16,0	6,4	lh – hlinito-piesčitá
			AoC	20 – 30	78,6	21,4	0,0	lh – hlinito-piesčitá
Pod Muráňom – pri horárni	1 090	KMg	Ao	0 – 10	77,2	22,7	0,1	lh – hlinito-piesčitá
			Bg	10 – 20	58,0	36,1	5,9	sp – piesčito-hlinitá
			Bv	30 – 40	53,5	29,9	16,6	sp – piesčito-hlinitá
Pod Muráňom	1 455	PRk	Oh	5 – 15	53,3	37,9	8,8	sp – piesčito-hlinitá
			Bv(C)	20 – 30	46,9	41,7	11,4	sh – hlinitá
Muráň	1 575	LIm	Aoc	0 – 10	69,9	23,3	6,8	sp – piesčito-hlinitá

Tabuľka 3 Niektoré chemické vlastnosti transektu lokality niva rieky Javorinky až Muráň

Lokalita	m nad morom	Pôdny typ a subtyp	Index horizontu	Hĺbka vzorky v cm	pH v H ₂ O	pH v KCl	CaCO ₃
niva rieky Javorinky pri horárni	1 085	FMm	Ao	5 – 10	5,9	4,9	–
			AoC	20 – 30	6,4	5,4	–
Pod Muráňom – pri horárni	1 090	KMg	Ao	0 – 10	5,1	4,1	–
			Bg	10 – 20	5,6	4,4	–
			Bv	30 – 40	5,9	4,6	–
Pod Muráň	1 455	PRk	Oh	5 – 15	6,4	5,9	–
			Bv (C)	20 – 30	8,3	7,6	5,0
Muráň	1 575	LIm	AoC	0 – 10	8,5	7,8	28,0

Tabuľka 4 Obsah humusu a dusíka v humusových horizontoch transektu lokality niva rieky Javorinky až Muráň

Lokalita	m nad morom	Pôdny typ a subtyp	Index horizontu	Hĺbka vzorky v cm	Ct	Humus %	N _{tot} %	C:N
niva rieky Javorinky pri horárni	1 085	FMm	Ao	5 – 10	5,80	10,00	0,64	9,10
			AoC	20 – 30	3,60	6,20	0,35	10,30
Pod Muráňom – pri horárni	1 090	KMg	Ao	0 – 10	5,30	9,10	0,57	9,30
Pod Muráň	1 455	PRk	Oh	5 – 15	14,80	25,50	1,05	14,10
Muráň	1 575	LIm	Aoc	0 – 10	13,00	22,40	1,47	8,80

Tabuľka 5 Obsah organických látok v humusových horizontoch transektu lokality niva rieky Javorinky až Muráň

Lokalita	m nad morom	Pôdny typ a subtyp	Index horizontu	Hĺbka vzorky v cm	∞ voda % hm.	Organické spáliteľné látky % hm. (zo sušiny)	Minerálne látky % hm. (zo sušiny)
niva rieky Javorinky pri horárni	1 085	FMm	Ao	5 – 10	24,69	16,30 (21,60)	59,01 (78,40)
Pod Muráňom – pri horárni	1 090	KMg	Ao	0 – 10	8,62	15,49 (17,00)	75,89 (83,00)
Pod Muráň	1 455	PRk	Oh	5 – 15	9,21	33,31 (36,70)	57,48 (64,30)
Muráň	1 575	LIm	Aoc	0 – 10	3,69	28,80 (30,00)	67,28 (70,00)

Poznámka: Ao, Au, Am = < 30 % hm. spáliteľných látok > 10 cm
 Oh = 30 – 50 % hm. spáliteľných organických látok > 10 cm

Literatúra

- BARANČOK, P., 1996: Niektoré závislosti medzi geologickým substrátom, reliéfom a výskytom vegetačných jednotiek na území Belianskych Tatier. Luknišov zborník 2, Bratislava, s. 11 – 17.
- BEDNÁRIK, M., 1998: Reliéf Belianskych Tatier a jeho vplyv na pôdu. Diplomová práca. PriF UK Bratislava, 40 s. a prílohy.
- BEDRNA, Z. - PARAČKOVÁ, A., 2003: Vlastnosti a rozšírenie pôd Belianskych Tatier. In: Problems of ecology research of the High. Mountains. Sympóziu z medzinárodnou účasťou 20-23 mája 2002 vo Východnej, (v tlači).
- BEDRNA, Z. - PARAČKOVÁ, A., RAČKO, J., 2001: Soils of the Belianske Tatry Mts. Ekológia (Bratislava) 20, Supplement 4, pp. 61 – 66.
- BEDRNA, Z. - PARAČKOVÁ, A., RAČKO, J., 2002: Acidification and intoxication of soils on the Belianske Tatry Mts. Ekológia (Bratislava) 21, 1, pp. 74 – 84.
- BEDRNA, Z. - RAČKO, J., 1999: Pôdy Belianskych Tatier. ÚKE SAV Bratislava, 22 s. a prílohy.
- BEDRNA, Z. - RAČKO, J., 2000: Príspevok k pedogeografii Belianskych Tatier. Geografický časopis 52, č. 4, s. 323 – 335.
- ČURLÍK, J. - ŠURINA, B., 1998: Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. Bratislava, 134 s.
- KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Výsk. Ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, 76 s.
- LINKEŠ, V., 1981: Geografia pôd Vysokých Tatier a ich predpolia. Geografický časopis, 33, s. 32 – 49.
- MAZÚR, E. et. al. , 1980: Atlas Slovenskej socialistickej republiky. Bratislava (SAV a SÚGK).
- MIDRIAK, R., 1971: Pôdne vlastnosti deštrukčných foriem v subalpínskom a alpínskom stupni Belanských Tatier. Geografický časopis, 23, s. 316 – 338.
- MIDRIAK, R., 1972: Deštrukcia pôdy vo vysokohorskej oblasti Belanských Tatier. Bratislava (Príroda), 207 s.
- MIDRIAK, R., 1983: Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Bratislava (Veda), 516 s.
- MIDRIAK, R., 1989: Návrh na štátne prírodné rezervácie v Tatranskom národnom parku so zreteľom na ochranu pôdneho fondu. Zborník prác o TANAPe, 29, s. 39 – 57.
- PELÍŠEK, J., 1953: Políčkové a terasovité pôdy ve Vysokých a Belanských Tatrách. Geografický časopis, 5, s. 10 – 15.
- PELÍŠEK, J., 1956: Pôdy Tatranského národného parku. Príroda Tatranského národného parku. Martin (Osveta).
- PELÍŠEK, J., 1966: Výšková pôdná pásmovitost' Střední Evropy. Academia, Praha, 368 s.
- PELÍŠEK, J., 1973: Pôdne pomery Tatranského národného parku. Zborník prác o TANAPe, 15, s. 145 – 180.
- PLESNÍK, P., 1956: Vplyv vetra na vznik a vývoj niektorých foriem periglaciálnych pôd vo východnej polovici Belanských Tatier. Geografický časopis, 8, s. 42 – 59.
- RAČKO, J., 1998: Zákonitosti priestorovej diferenciácie pôd Belianskych Tatier. Acta Facultatis Studiorum Hum. Et Naturae Universitatis Prešovensis – Folia Geographica 2, 30, s. 111 – 115.
- RAČKO, J. - BEDRNA, Z., 1998: Diverzita pôd Belianskych Tatier a ich environmentálny význam. Daphne, 5, s. 30 – 32.
- RAČKO, J. - BEDRNA, Z., 1999: Influence of relief on the erosion-acumulated and pedogenetic process in Belianske Tatry Mountains. Zb.: Soil conservation in large-scale land use. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, s. 189 – 196.
- RAČKO, J. - BARANČOK, P. - VARŠAVOVÁ, M. - BEDRNA, Z., 1995: Vybrané príklady detailnej diferenciácie vysokohorskej krajiny Belianskych Tatier. Reliéf a integrovaný výskum krajiny. Prešov, s. 154 – 159.
- VÖRÖS, M., 1998: Pôdy Belianskych Tatier v interakcii so substrátom a ich rezistencia proti acidifikácii. Diplomová práca, PriF UK, Bratislava, 62 s. a prílohy.

Zmeny reakcie pôd horských oblastí a ich vplyv na lesné spoločenstvá

Soil Reaction Changes in Mountain Regions and their Influence on Forest Communities

Pavel PAVLENDÁ - Jozef IŠŤOŇA

Lesnícky výskumný ústav, T.G. Masaryka 22, 960 92 Zvolen, SR,

e-mail: Pavlenda@fris.sk

Abstrakt

Acidifikácia lesných pôd patrí k najvýznamnejším dôsledkom vplyvu kyslej depozície v posledných desaťročiach. V príspevku sú vyhodnotené zmeny pôdnej reakcie po tridsiatich až štyridsiatich rokoch v súbore vybraných trvalých výskumných plôch, ako aj tzv. typologicky reprezentatívnych plôch zo stanovištných prieskumov. Zároveň sa hodnotili na základe fytozázpisov aj lesné rastlinné spoločenstvá. Na základe získaných výsledkov hodnotenia pôd možno konštatovať, že acidifikácia pôd v danom období sa výrazne prejavila na všetkých hodnotených pôdach horských oblastí – na horninách kryštalinika, sedimentoch flyšového pásma aj neovulkanitoch. Zmeny sa čiastočne prejavili aj na fytocenózach, najmä v poklese hodnôt ukazovateľa druhovej podobnosti a percentuálnej podobnosti. Hoci podľa priemerných hodnôt ekočísla pre reakciu boli zistené len malé rozdiely medzi pôvodnými a novými hodnoteniami fytocenóz, zaznamenaný bol určitý ústup mezo- a eutrofných druhov, zvyšovanie pokryvnosti oligotrofných, acidofilných a acidotolerantných, resp. indiferentných druhov.

Kľúčové slová: acidifikácia, fytocenóza, horské oblasti, lesné spoločenstvo

Abstract

Forest soils acidification belongs to most significant consequences of acid deposition influences in the last decades. In the paper soil reaction changes after 30 – 40 years are evaluated in the set of selected permanent investigated areas, as well as typologically representative areas from site surveys. Contemporarily there were evaluated also forest plant communities based on phyto-records. On the base of obtained soil assessment results it can be stated, that soil acidification in given period was significantly demonstrated in all the assessed soils of mountainous regions – from crystalline rocks to of flysh belt sediments and new volcanic rocks, too. Changes were partially demonstrated also in phytocenoses, particularly in decrease of species similarity index and percentile similarity. Although according to average eco-number values for reaction there were found only small differences between the original and new phytocenoses balances, there was recorded also certain decrease of mezo- and eutrophic species, coverage increase of oligotrophic, acidophil and acido-tolerant or indifferent species.

Keywords: acidification, phytocenoses, mountain regions, forest community

Úvod

Acidifikácia lesných pôd v dôsledku vplyvu imisií (kyslej depozície) a jej vplyv na vývoj lesa je predmetom výskumu v podmienkach strednej Európy viac než dve desaťročia. Ku kulminácii znečistenia ovzdušia a zrážok na našom území došlo začiatkom 80-tych rokov. Od tohto obdobia koncentrácie hlavných znečisťujúcich zložiek spočiatku prudšie, neskôr pozvoľnejšie klesajú, pričom však súčasné hodnoty znečistenia sú ešte stále vyššie ako na začiatku päťdesiatych rokov. Systematické monitoro-

vanie vplyvu znečisteného ovzdušia na lesy však začalo až na konci osemdesiatych rokov. Reálnu kvantifikáciu dlhodobějších zmien teda umožňujú iba hodnotenia na výskumných, prípadne iných stabilizovaných plochách založených pred obdobím najvýraznejšieho vplyvu zakysľujúcich zložiek atmosférickej depozície na pôdy. Problémom však ostáva porovnateľnosť výsledkov pre dôležité parametre (najmä obsah báz, stav sorpčného komplexu) a obvykle sa pozornosť zameriava iba na pôdnu reakciu. Čiastkové informácie o zmenách vlastností lesných pôd na Slovensku v dôsledku vplyvu imisií sú známe z prác mnohých autorov, ako aj z výsledkov prieskumov Lesoprojektu. Taktiež sú známe určité hodnotenia zmien fytoocenóz, resp. zmien prostredia indikovaných štruktúrou fytoocenóz. Hoci z praktického hľadiska je vo všeobecnosti v popredí záujmu samozrejme synúzia drevín, oveľa dynamickejšia je bylinná synúzia a skôr reaguje na zmeny prostredia. Preto je žiadúce prepojiť hodnotenie zmien lesného prostredia s hodnotením stavu a zmien fytoocenóz. Na základe mnohých hodnotení z doteraz známych výsledkov sa za významné trendy považujú najmä: ústup mezo- a eutrofných druhov, zvyšovanie pokryvnosti acidofilných a oligotrofných druhov, znižovanie celkovej pokryvnosti bylinnej synúzie v dôsledku zvýšeného konkurenčného tlaku v rizosfére, zmeny bionomických stratégií, zvyšovanie dominancie druhov odolných proti stresu schopných odolávať narušovaniu koreňového systému toxickými látkami uvoľňovanými do pôdneho roztoku.

Materiál a metodika

Pri hodnotení dlhodobých zmien pôdnej reakcie a lesných fytoocenóz sme využili súbor viacerých trvalých výskumných plôch, ako aj tzv. typologicky reprezentatívnych plôch z prieskumov Lesoprojektu, založených pred 30 až 40 rokmi. Lokality zahrňovali tri hlavné skupiny geologických substrátov, ktoré sú významnejšie zastúpené v horských lesoch Slovenska: horniny kryštalinika (Nízke Tatry, Západné Tatry), sedimenty flyšového pásma (Stredné Beskydy) a neovulkanity (Poľana). Spolu bolo vybratých 58 plôch, časť z nich nebola zahrnutá do hodnotenia v dôsledku výraznejších zmien v lesných porastoch (ťažba stromov, významný pokles zakmenenia, deštrukcia pôdneho povrchu pri ťažbe a pod.).

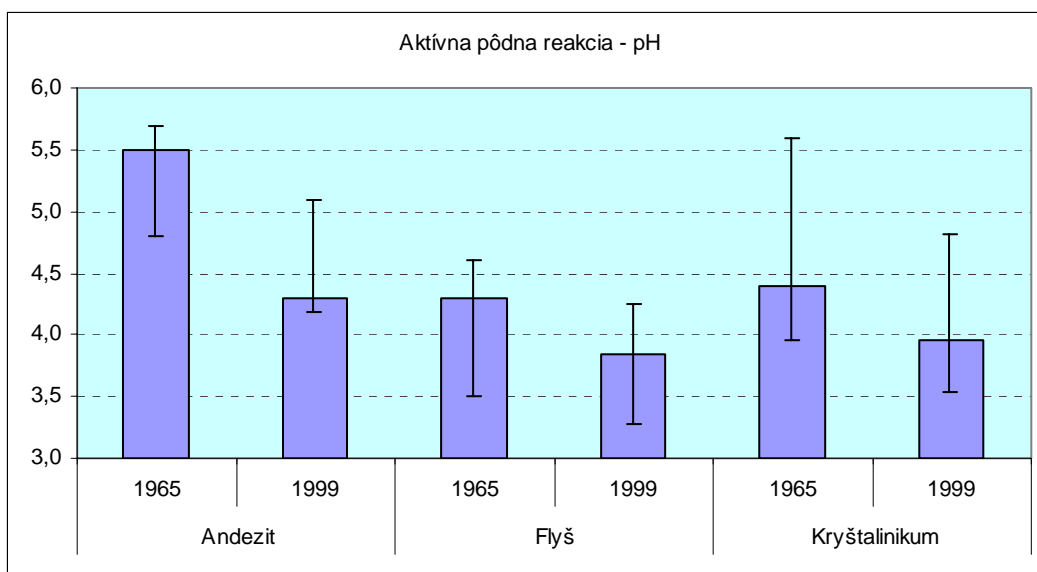
Na identifikovaných plochách s existujúcimi starými fytozázpismi (prípadne aj rozborovými listami) sme v teréne urobili nové fytozázpisy a podľa hĺbok odobratých vzoriek zo staršieho fytozázpisu sa odobrali nové pôdne vzorky, či už z celého porovnávaného profilu, v prípade trvalých reprezentatívnych plôch väčšinou z povrchových horizontov. Z fytozázpisov sa podľa plôch a lokalít vypracovala databáza paralelných fytozázpisov staršieho i nového stavu. Hodnoty pokryvnosti sa pretransformovali na percentuálne vyčíslenie a potom sa podľa možnosti ďalej spracovali a prezentovali graficky. Pri hodnotení zmeny štruktúry fytoocenóz sme sa zamerali na posúdenie kvantitatívnych i kvalitatívnych znakov lesných fytoocenóz. Pre kvantifikáciu zmien sme použili index percentuálnej podobnosti podľa Dahla, Hadača (1941 ex Ambros et al., 1995). Pre hodnotenie zmien prostredia pomocou ekologickej analýzy s využitím ekočísiel rastlín pre uvedené faktory podľa Ellenberga et al. (1992).

Výsledky a diskusia

Pri hodnotení výsledkov z plôch sme ich triedili podľa viacerých stanovištných charakteristík: geologické podložie (substrát), nadmorská výška, lesný vegetačný stupeň, edafo-trofický rad, skupina lesných typov. Pôdny typ (subtyp) nebol triediacim znakom, pretože pri opakovanom odbere neboli pôdy reklasifikované a pôvodné zatriedenie bolo v rôznych klasifikačných systémoch. Podľa pôvodnej charakteristiky boli na plochách pôdy klasifikované ako kambizeme dystrické, menej kambizeme typické, resp. andozemné, a podzoly typické, prípadne humusovo-železité. Porovnávali sme zistené hodnoty pri pôvodnom hodnotení (hoci rok nebol totožný, pre zjednodušenie uvádzame v grafoch pre všetky plochy rok 1965) a pri novom hodnotení (roky 1999, prípadne 2000 a 2001).

Na obrázku 1 sú znázornené namerané hodnoty pôdnej reakcie (medián, minimum, maximum) pre súbory plôch podľa podložia (andezit, flyšové horniny a horniny kryštalinika). Z výsledkov je zrejmé, že pre všetky hodnotené skupiny došlo k poklesu hodnôt pH. Najvýraznejší v absolútnych hodnotách je tento pokles pre plochy na andezitoch, celkove je tu však stále najpriaznivejší stav, hoci v súčasnosti namerané hodnoty tu zodpovedajú skôr hodnotám na kryštaliniku a flyši v šesťdesiatych rokoch.

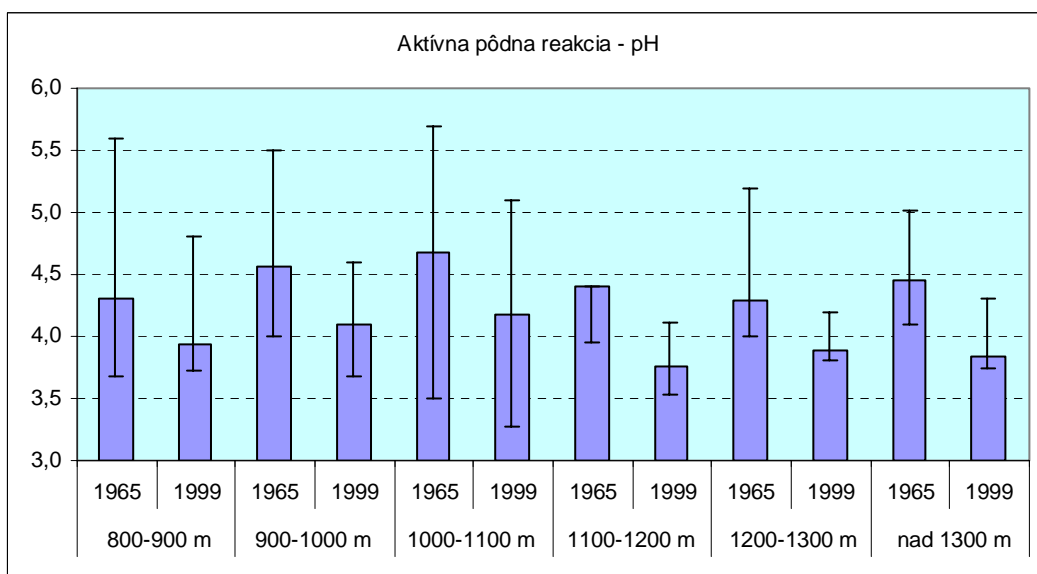
Obr. 1 Hodnoty pH a ich zmeny v rokoch 1965 – 1999 na výskumných plochách podľa podložia



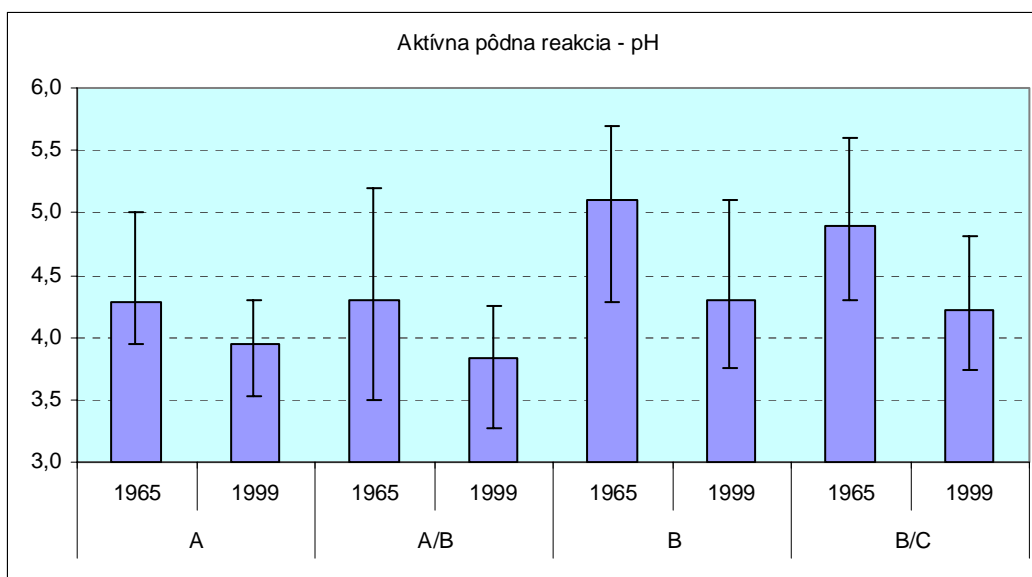
Pri hodnotení podľa výškových stupňov (obr. 2) je taktiež pre všetky skupiny (od nadmorskej výšky 800 m až po plochy nad 1 300 m n.v.) zrejmy jednoznačný pokles hodnôt pH (približne o 0,5 jednotky pH) počas hodnoteného obdobia.

Z hľadiska edaficko-trofických ekologických radov (obr. 3) bol najväčší absolútny pokles pH zaznamenaný na plochách radu B (mezotrofného) a medziradu B/C. Menšie rozdiely boli typické pre plochy radu A (oligotrofného) a medziradu A/B. Hodnoty pH namerané na plochách radov B a B/C sú v súčasnosti na úrovni hodnôt na plochách radov A a A/B v šesťdesiatych rokoch. Najvýraznejší pokles teda bol zistený pre relatívne živné stanovištia. Túto skutočnosť, ktorá súvisí s logaritmickým vyjadrením pH bolo možné očakávať, napriek tomu zistené hodnoty naznačujú, že pufracia schopnosť pôd ani na relatívne živnejších stanovištiach nestačila na tlmenie depozičného vstupu kyslých iónov a došlo k ich značnému zakysleniu. K podobným záverom sme dospeli aj pri hodnotení podľa ďalších jednotiek lesníckej typológie (skupina lesných typov, lesný vegetačný stupeň).

Obr. 2 Hodnoty pH a ich zmeny na výskumných plochách podľa výškových stupňov

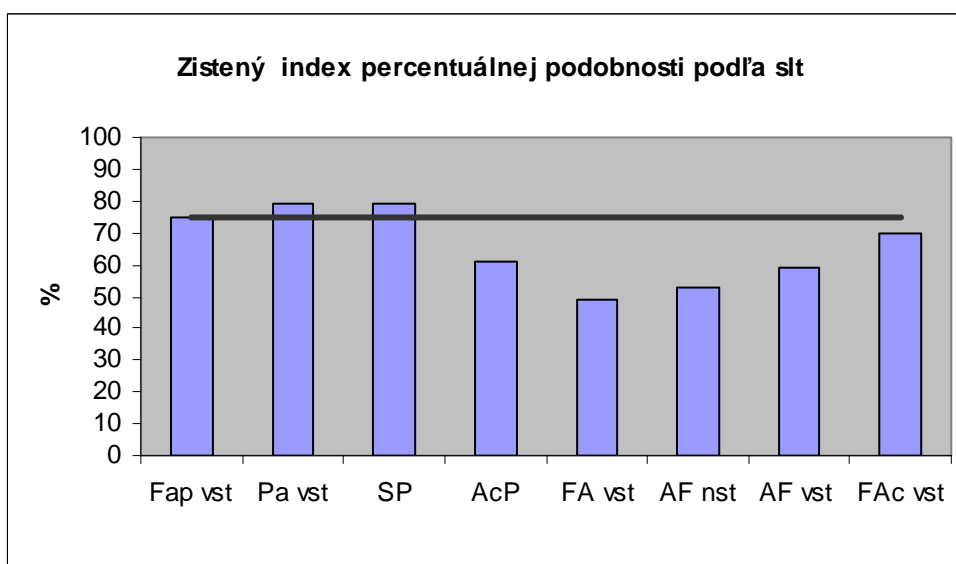


Obr. 3 Hodnoty pH a ich zmeny v rokoch 1965 – 1999 na výskumných plochách podľa ekologických (edafo-trofických) radov



Hodnotenia fytocenóz potvrdili tiež určité zmeny. Na základe indexu percentuálnej druhovej podobnosti (obr. 4) možno vo všeobecnosti konštatovať väčšie alebo menšie odchýlky, v niektorých prípadoch významné zmeny (pri poklese hodnoty indexu podobnosti pod vyznačenú hranicu) za hodnotené obdobie. Na danom obrázku ako príklad uvádzame hodnotenie podľa skupín lesných typov. Zistené hodnoty indexu dokazujú že k najmenším zmenám (pokles o 10 – 20 %) vo výskyte druhov a v ich pretrvávajú v hodnotených spoločenstvách došlo hlavne v oligotrofnom rade slt Fap, Pa, SP a mimo neho v AcP. Väčšie až významné zmeny (pokles o 20 – 35 %) nastali v súbore plôch slt FA vst, AF a FAc vst, no pri ich interpretácii treba uviesť zistený fakt, že najvýznamnejšie sú už na podložiach kryštálických hornín, nevápnitého pieskovcového flyšu a len čiastočne na andezitoch.

Obr. 4 Hodnoty indexu percentuálnej podobnosti fytocenóz na výskumných plochách podľa skupín lesných typov

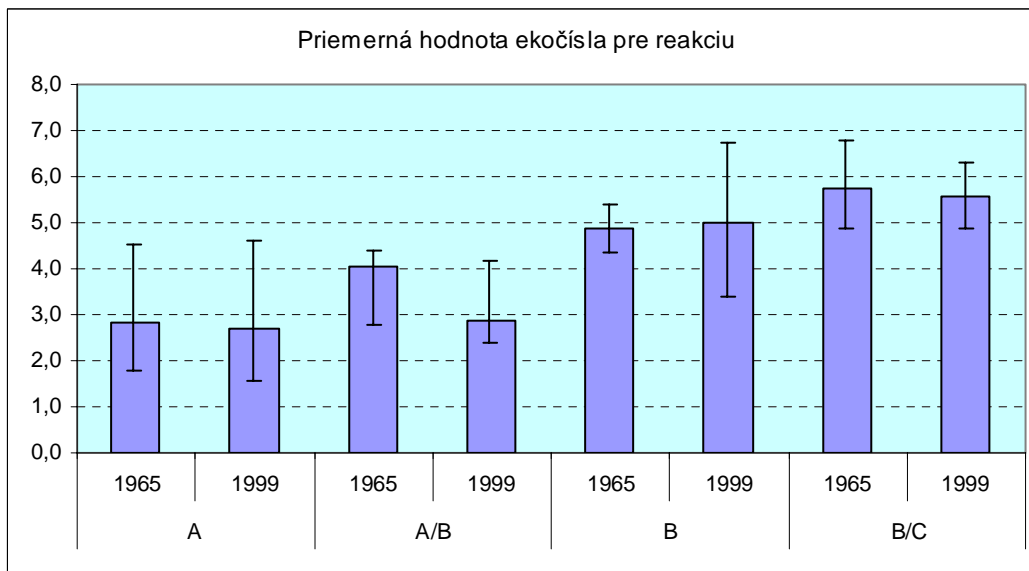


V spojitosti s acidifikáciou lesných spoločenstiev sme sa v zmenách ekologického spektra zamerali na ekofaktor „reakcia pôdy“. Výsledky sú znázornené na obr. 5 a 6.

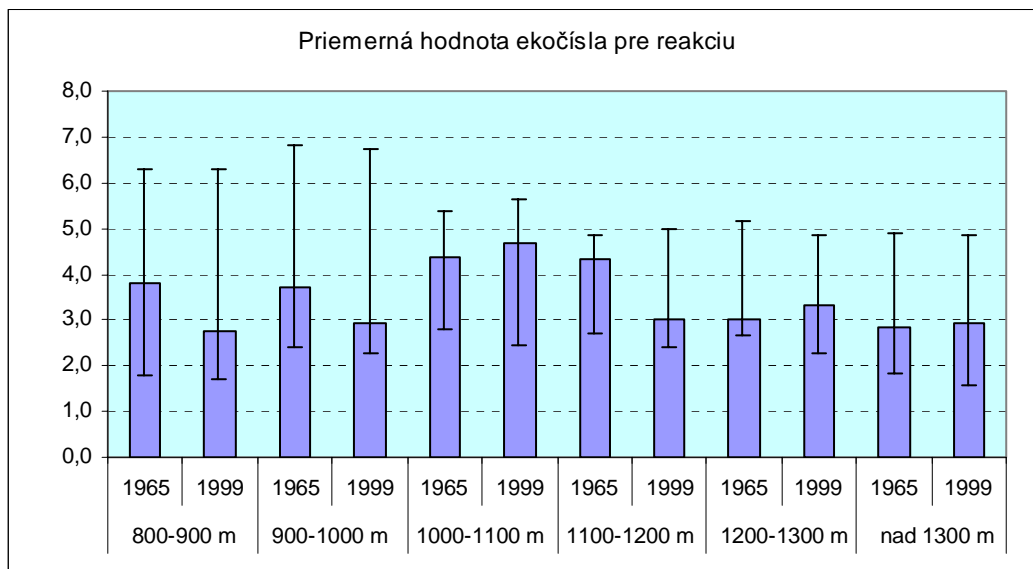
Z obrázku 5 vidieť že priemerné hodnoty ekočísla pre reakciu, vypočítané podľa zastúpenia druhov z hľadiska ich náročnosti na reakciu pôdy sa z dlhodobého pohľadu sa len veľmi málo zmenili

vo výškach nad 1 000 m. Vypočítané hodnoty zodpovedajú druhom kyslých, prípadne až veľmi kyslých pôd. Mierny pokles mediánových hodnôt indikujú fytocenózy vo výškových stupňoch do 1 000 m v živnejších radoch a medziradoch. Dôležitý je však aj vzostup podielu indiferentných (acidotolerantných) druhov.

Obr. 5 Priemerné hodnoty ekočísła pre reakciu na výskumných plochách podľa výškových stupňov



Obr. 6 Priemerné hodnoty ekočísła pre reakciu na výskumných plochách podľa ekologických radov



Pri zatriedení podľa skupín lesných typov došlo k najväčšej zmene v slt AcP (pokles zo 4,8 na 3,7) a FA vst (pokles z 3,8 na 3,0) a pritom si obidve slt zachovali i najvyšší podiel indiferentných (acidotolerantných) druhov. Z rozdielov priemerných hodnôt ekočísła reakcie v slt AcP a SP vychádza, že za sledované obdobie rokov v AcP jeho hodnota v priemere poklesla o 1,1, kým v SP tento rozdiel bol nulový a zostal na pôvodnej hodnote 1,5. V spoločenstvách B radu (slt AF) a B/C radu (slt FAc vst) sú priemerné hodnoty ekofaktora reakcie pôdy významne väčšie oproti A radu, kolíšu v rozpätí 4,6 – 6,3. Vegetácia indikuje pôdy s mierne kyslou reakciou. Priemerné hodnoty sa zmenili len veľmi málo, opäť však treba zdôrazniť nárast podielu indiferentných druhov. Aj táto skutočnosť svedčí o zmenách vo fytocenózach.

Z porovnania pokryvnosti bučinových a subalpínskych eutrofných druhov vyplýva, že oproti roku 1965 ich pokryvnosť klesá, ale u acidofilných, najmä čučoriedky stúpa. Indexy druhovej podobnosti dokazujú, že hoci sú druhovo vcelku stabilné, index percentuálnej podobnosti poukazuje vo väčšine na významné zmeny v dominancii jednotlivých druhov. Poklesy a vzostupy pokryvnosti druhov kolíšu a nepodieľajú sa na plochách rovnakým percentom. Príliš veľké vzostupy pokryvnosti čučoriedky na úkor relatívne trofnejších druhov i samotná vysoká kyslosť organominerálneho horizontu v oblasti s najväčšou kyslou depozíciou (Kysuce, Orava) viedlo medzitým typológov pri aktualizácii typologických prácach k prehodnoteniu a k premapovaniu častí plôch živných lesných spoločenstiev smerom ku kyslému radu, teda zmeny sa odrazili aj v mapovaní jednotiek aplikovanej lesníckej typológie a v hospodárskej úprave lesov.

Záver

Na základe získaných výsledkov hodnotenia pôd a lesných fytocenóz možno konštatovať, že acidifikácia pôd v predchádzajúcich troch až štyroch desaťročiach sa prejavila na všetkých typoch pôd horských oblastí Slovenska okrem pôd, ktoré majú dostatočný potenciál tlmenia kyslej depozície rozpúšťaním karbonátov, t. j. pôd vyvinutých z karbonátových pôdotvorných substrátov. V poslednom období je pôdna reakcia bez výraznejších zmien, prejavuje sa určitá stabilizácia (acidifikácia v zmysle poklesu hodnôt pH vo všeobecnosti už nepokračuje). Najväčší pokles pH je zaznamenaný na relatívne živnejších stanovištiach, čo viedlo k zmierňovaniu rozdielov v kyslosti pôd z hľadiska acidity medzi pôvodne extrémne kyslými pôdami a relatívne priaznivejšími pôdami. Zakyslenie je najvýraznejšie vo zvršku A-horizontov, podľa údajov z plôch, kde sa hodnotili aj hlbšie vrstvy pôdy (B, resp aj C horizont) dochádza k postupnému značnému zakysľovaniu aj v týchto hĺbkach. Porovnateľných podkladov pre hodnotenie iných parametrov (okrem pH), najmä zásob báz je veľmi málo, podľa dostupných výsledkov však mohlo dôjsť k značným stratám báz v koreňovej zóne pôd, čo okrem iného môže ešte viac prispievať k tvorbe plytkých koreňových systémov smreka s následným poklesom odolnosti týchto lesných porastov.

Hodnotenia fytocenóz indikujú vo všeobecnosti iba menej výrazné zmeny vo vzťahu k pôdnej reakcii. Zistený bol pokles hodnôt ukazovateľa druhovej podobnosti o 10 až 35 %, významný pokles hodnôt ukazovateľa percentuálnej podobnosti o 24 až 51 %. Hoci podľa priemerných hodnôt ekočísla pre reakciu boli zistené len malé rozdiely medzi pôvodnými a novými hodnoteniami fytocenóz, zaznamenaný bol určitý ústup mezo- a eutrofných druhov, zvyšovanie pokryvnosti acidofilných a oligotrofných druhov. Najvýznamnejšie zmeny v synúzii podrastu sa zistili v spoločenstvách mezotrofného a heminitrofilného radu hlavne v 6. a 7. lvs v skupinách lesných typov AF (Abieto-Fagetum), FAc (Fageto-Aceretum), FA (Fageto-Abietum) a AcP (Acereto-Piceetum) na pôdach zo svahovín kryštallických hornín a nevápnitého pieskovcového flyšu a v menšej miere na andezitových horninách, z ktorých už ustúpili alebo ustupujú niektoré charakteristické mezo- a eutrofné druhy a narástol v nich o 5 až 30 % podiel indiferentných druhov. Zistili sme tiež významné zvyšovanie pokryvnosti acidofilných a oligotrofných druhov, hlavne v rade A/B a B/C v skupinách lesných typov FA a AcP.

Literatúra

- AMBROS, Z. - GRÉK, J. - MÍCHAL, J., 1995: Analýza zmien vegetace v biosférické rezervaci Poľana, Lesnictví - Forestry, 41 (8): 379 – 388.
- ELLENBERG, H. - WEBER, H.E. - DÜLL, R. - WIRTH, V. - WERNER, W. - PAULISSEN, D., 1992: Indicator values of plants in central Europe. Scripta geobotanica, Verlag E. Goltze KG, Göttingen, 258 s.
- KRIŽOVÁ, E., 1996: Dynamika lesných fytocenóz v zmenených ekologických podmienkach. Vedecké štúdie 14/1996/A. TU vo Zvolene, 52 s.
- MARHOLD, K. - HINDÁK, F., et al., 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Vydavateľstvo akadémie vied, Bratislava, s. 230 – 688.
- MINDÁŠ, J. - ČABOUN, V. - IŠTOŇA, J. - PAVLENDÁ, P. - PAVLENDOVÁ, H. - PRIWITZER, T. - VLADOVIČ, J., 2002: Ekologické zmeny lesného prostredia a ich vplyv na funkčný potenciál horských lesov Slovenska. Záverečná správa ČP VTP 2730-01. Zvolen, LVÚ, 203 s. + prílohy.

Aplikace vybraných metod GIS a geostatistiky na půdní poměry okresu Tábor

Application of Selected GIS and Geostatistics Methods on Soil Conditions of the District Tábor

Vít PENÍŽEK

*Česká zemědělská univerzita, Agronomická fakulta, Katedra pedologie a geologie,
Kamýcká 957, 165 21 Praha 6, ČR, e-mail: penizek@af.czu.cz*

Abstrakt

Široký rozvoj moderních metod popisujících variabilitu půdních vlastností v prostoru a současná existence dostupných dat vzniklých v minulosti vede k otázkách, zda mohou být tato data těmito novými metodami vhodně interpretována. Cílem tohoto příspěvku je popsání prostorové variability vybraných půdních vlastností pomocí geostatistických metod. Jako vstupní data byly použity analytické rozborů výběrových sond Komplexního průzkumu půd na území okresu Tábor. Průběh semivariance daných půdních vlastností byl popsán exponenciálními modely. Podíl zbytkového rozptylu byl relativně vysoký, což je důsledek odlišných přístupů provedeného KPP a geostatistiky. K odhadu hodnot byl použit blokový kriging. Práce dokazuje, že použití geostatistiky pro popis půdních vlastností, které se v prostoru mění spojitě, je ve většině případů vhodné a může sloužit k tvorbě dalších aplikací, jako je například predikce chování rizikových látek v půdě.

Klíčová slova: metody GIS, geostatistika, půdní poměry, prostorová variabilita, blokový kriging

Abstract

A world-wide development of up-to-date methods describing soil characteristics variability in space and presence of available data originated in the past have been leading both to the questions, whether these data can be adequately interpreted with the new methods. The goal of this paper is a spatial variability description of selected soil characteristics by means of geostatistical methods. Analytical data of selected profiles presented in the Complete Soil Survey (KPP) from the Tábor district were used as input data. The semi-variance course of given soil characteristics were described by means of exponential models. The share of remaining scatter was relatively high, what is a consequence of different approaches realized in KPP and geostatistics. A block kriging was used for the values estimation. The work proved, that geostatistics use for soil characteristics description, continuity changing in the space, was suitable in most cases, and can serve for further application, e.g. for risk elements behaviour prediction in soil.

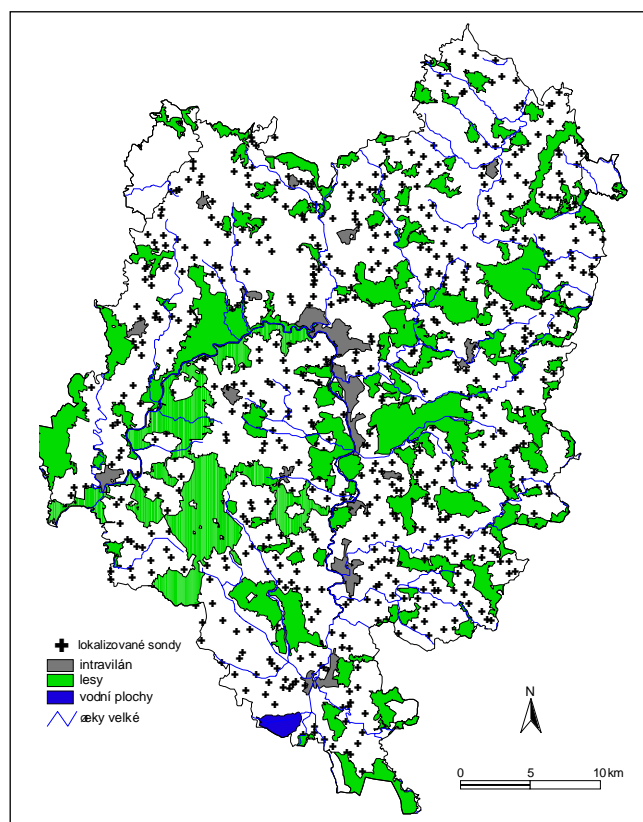
Keywords: GIS methods, geostatistics, soil, spatial variability, block kriging

Úvod

Závislost člověka na půdě se nebude do budoucna snižovat, ale naopak zvyšovat (Brady a Weil, 1999). Poznání půdy se tedy stává nezbytným předpokladem pro ochranu životního prostředí, za současné produkce potravin a surovin pro rozrůstající se lidskou civilizaci. Jednou z významných charakteristik půdy, která hraje pro poznání půdy významnou roli, je variabilita jejích vlastností v prostoru.

Široký rozvoj moderních metod popisujících variabilitu půdních vlastností v prostoru a současná existence dostupných dat vzniklých v minulosti vede k otázkách, zda mohou být tato data těmito novými

metodami vhodně interpretována. Komplexní průzkum půd provedený na celém území bývalého Československa představuje rozsáhlý soubor údajů o půdních vlastnostech zemědělsky využívaných půd. V poslední době se široce rozvíjejí geostatistické metody, které zkoumají půdní vlastnosti na principu prostorově závislé proměnné.



Obr.1 Lokalizované výběrové sondy

veny (Valla et al., 2000). Nejčastěji to znamená, že hodnoty blíže položené jsou si podobnější než hodnoty více od sebe vzdálené. Samotné vyjádření závislosti variability půdních vlastností (semivariance) na vzdálenosti se provádí pomocí variogramu. Variogramem lze vyjádřit, na jakou vzdálenost platí prostorová závislost, jakou část z celkové variability hodnot proměnné lze vysvětlit prostorovou závislostí a celkovou maximální hodnotu semivariance.

K odhadu hodnot byla použita interpolace metodou váženého průměru hodnot okolních bodů (kriging). V této práci byl použit blokový kriging, který počítá odhady pro určité malé plochy, a tím vhodně vystihuje prostorové změny a trendy většího rozsahu.

Použitá data

Jako vstupní data byly použity vybrané analytické rozborů výběrových sond KPP. Jedná se o: zrnitostní složení (frakce jílu, prachu a písku), výměnné pH, organický uhlík a kationtovou výměnnou kapacitu. Každá z těchto vlastností byla hodnocena ve čtyřech hloubkách (ornice, 60 cm, 90 cm a 120 cm). Jako zájmové území byl zvolen okres Tábor.

Zpracování dat

Aby mohla být uvedená data použita pro potřeby geostatistických metod, muselo dojít k převedení analytických rozborů do digitální formy a k lokalizaci výběrových sond. Zdrojem analytických rozborů byly zprávy KPP jednotlivých hospodářských podniků. Jako mapové podklady sloužily původní mapy KPP v měřítku 1:5 000 se zakreslenými sondami. Celkem se podařilo lokalizovat a získat analytická data k 605 V-sondám z celkového počtu 688 (obr. 1). Ke ztrátám došlo zejména při propojování lokalizovaných sond s analytickými rozborů.

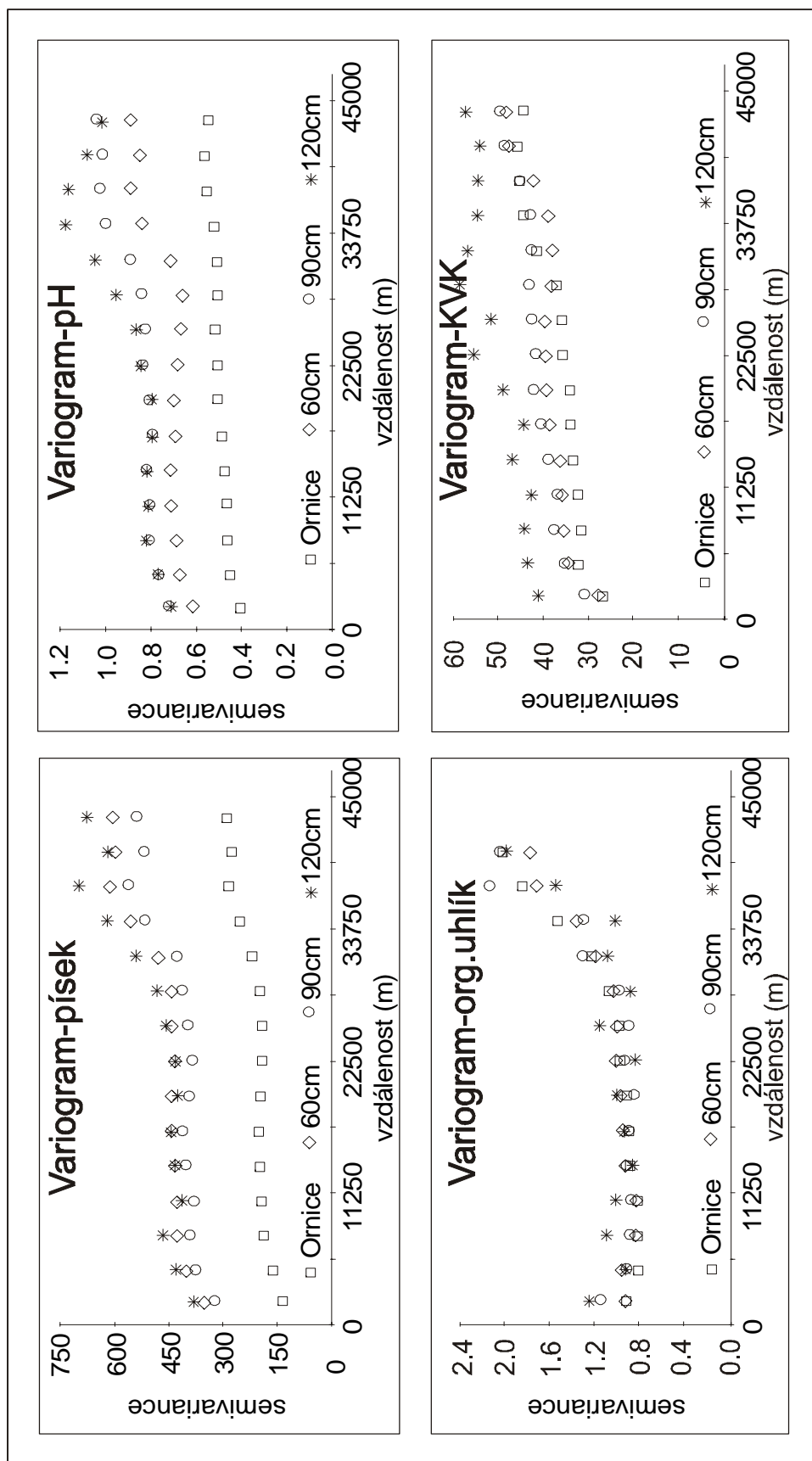
Cíl

Cílem této práce je popsat vybrané půdní vlastnosti pomocí geostatistických metod, provést digitální prezentaci výsledků a zhodnotit možnost a vhodnost zpracování dat z výběrových sond geostatistickými metodami a ukázat možnosti alternativního zpracování dat Komplexního průzkumu půd.

Metody

Popsání prostorové variability bylo provedeno pomocí zmíněných geostatistických metod. Geostatistika je technika pro odhad hodnot určité proměnné v bodech, kde nebyly určeny, na základě více či méně četných známých hodnot této proměnné v jednom, dvou, či třírozměrném prostoru (Borůvka, 2000). Tyto metody umožňují interpolaci hodnot v prostoru na základě analýzy prostorových struktur. Jsou tedy schopné z omezeného počtu stanovišť, kde byla daná půdní vlastnost určena, odhadnout tuto půdní vlastnost v místě, kde měřena nebyla. Geostatistické metody vycházejí z teorie tzv. prostorově závislé proměnné, to je taková veličina, jejíž hodnoty závisejí na poloze bodů, v nichž byly stanoveny.

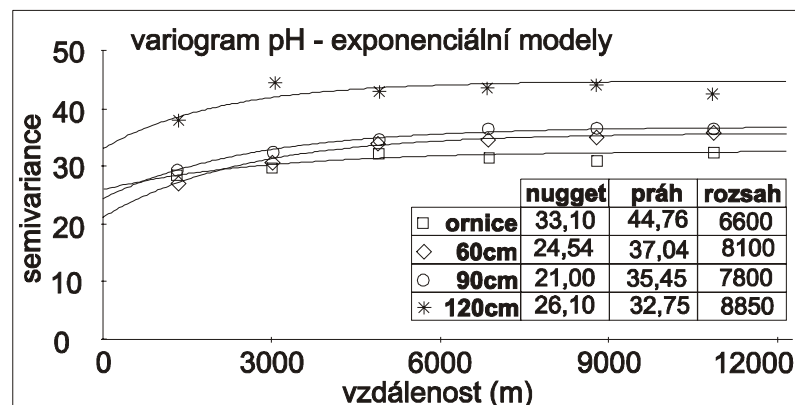
Obr. 2 Variogramy půdních vlastností



Pomocí geostatistických metod byly jednotlivě zpracovány vybrané půdní vlastnosti: zrnitostní složení (obsah jílu, prachu a písku), výměnné pH, obsah organického uhlíku, velikost KVK.

Každá z těchto vlastností byla hodnocena ve čtyřech hloubkách. Čtyři hloubky byly vybrány jako kompromis mezi množstvím zpracovávaných dat a zachycením charakteristik celého profilu.

Ve všech těchto čtyřech hloubkách byly pro každou ze sledovaných vlastností vytvořeny variogramy (obr. 2). Největší vzdálenost, kterou variogramy zachycují, vyplývá z polohy od sebe nejvzdálenějších sond.



Obr. 3 Ukázka proložení mat. modelu variogramem pH

Výsledky a diskuse

Zrnitostní složení bylo interpretováno na základě kombinací mapových vrstev obsahu jednotlivých zrnitostních frakcí. Variogramy pro obsah jílu, prachu a písku mají obdobný průběh, to potvrzuje jejich vzájemný vztah. Zrnitostní složení ornice se liší od hlouběji ležících horizontů jak menší prostorovou variabilitou, tak i celkově nižším obsahem jílu a písku a vyšším obsahem prachu. Tato odlišnost od ostatních horizontů je dána především kultivační činností člověka.

I pH vykazuje výraznou odlišnost hodnot v ornici, kde je výrazně vyšší než v hlouběji ležících horizontech při celkově nižší variabilitě. Je to dáno zásahy člověka při hospodaření na zemědělské půdě. Směrem do hloubky tento vliv ustupuje a hodnoty odpovídají více přírodním podmínkám.

Semivariance organického uhlíku má od ostatních půdních vlastností velice odlišný průběh. Pro kratší až střední vzdálenost nebylo možné variogramem proložit matematický model, který by umožnil vykreslení map. Vyšší obsah organického uhlíku je vázán především na hydrogenně ovlivněné půdy. Ty se vyskytují především v nivách vodních toků, které mají podlouhlý úzký tvar a jsou odlišné od okolních půd. Zachytit nivy pomocí použitých geostatistických metod se v této práci nepodařilo.

Poslední ze sledovaných vlastností, kationtová výměnná kapacita dosahuje nejvyšších hodnot v ornici, kde je její velikost ovlivněna nejen minerálními koloidy, ale i organickou hmotou. Z výsledných kartogramů lze sledovat souvislost KVK se substráty a jejich mineralogickým složením. Oblasti s nízkou KVK jsou vázány na písčité substráty, pararuly a svahoviny pararul. Naopak oblasti s nejvyšší KVK jsou situovány do části okresu, kde je substrátem syenit, sprašové pokryvy a zrnitostně těžší substráty.

Rozsah, ve kterém je zachycena semivariance, kolísá u všech půdních vlastností mezi 7 až 18 kilometry. Průběh semivariance nejlépe vystihují exponenciální modely, které byly proloženy metodou nejmenších čtverců.

Podíl zbytkového rozptylu (tzv. „nugget“) tvoří významnou část z celkového rozptylu (u zrnitosti 40 – 70 %, u pH okolo 75 % a u KVK mezi 60 až 80 %). Jeho velikost je dána několika faktory: 1) nedostatek dat na krátké vzdálenosti, 2) sondážní síť nebyla volena náhodně, 3) sondy ležící blízko sebe nesou velmi často odlišné vlastnosti.

Zda získané odhady odpovídají skutečnosti bylo prověřeno metodou zpětného ověření. Zpětné ověření bylo provedeno regresní analýzou vztahu mezi skutečnými hodnotami a odhady. Regresní koeficient se blíží ve většině případů hodnotě 1 (v 13 případech z 20 je větší než 0,8). Těsnost závislosti je však poměrně nízká, což může být vysvětleno vysokým podílem zbytkového rozptylu.

Dalším problémem je popis půdních vlastností na okraji sledovaného území a lesních ploch. K interpolaci vlastností půd jsou používána vzdálenější data z mapované oblasti, než blíže ležící data

za hranicí sledovaného území, která nejsou do výpočtů zahrnuta. Lesní plochy mohou oddělovat oblasti s odlišnými půdními vlastnostmi, což není zohledněno.

V této práci byla demonstrována jedna z možností zpracování dat, získaných v minulosti, moderními metodami. Odlišné cíle provedeného Komplexního průzkumu půd a geostatistiky, způsobují dílčí problémy, které je třeba dále řešit. Aby mohlo dojít k lepší prostorové charakteristice půdních vlastností pomocí těchto metod, bylo by zapotřebí na menším vymezeném území prověřit variabilitu půdních vlastností na malé vzdálenosti a dále zkoumat vzájemnou prostorovou souvislost půdních vlastností. Tímto doplňkem by mohly být pro vybrané půdní vlastnosti rozborů základních sond KPP, pro ostatní doplňující sondážní síť.

Závěr

Práce dokazuje, že použití geostatistiky pro popis vlastností, které se v prostoru mění spojitě, je pro většinu půdních vlastností vhodné a naznačuje trendy, které mohou sloužit k tvorbě dalších aplikací, jako je například predikce chování rizikových látek v půdě.

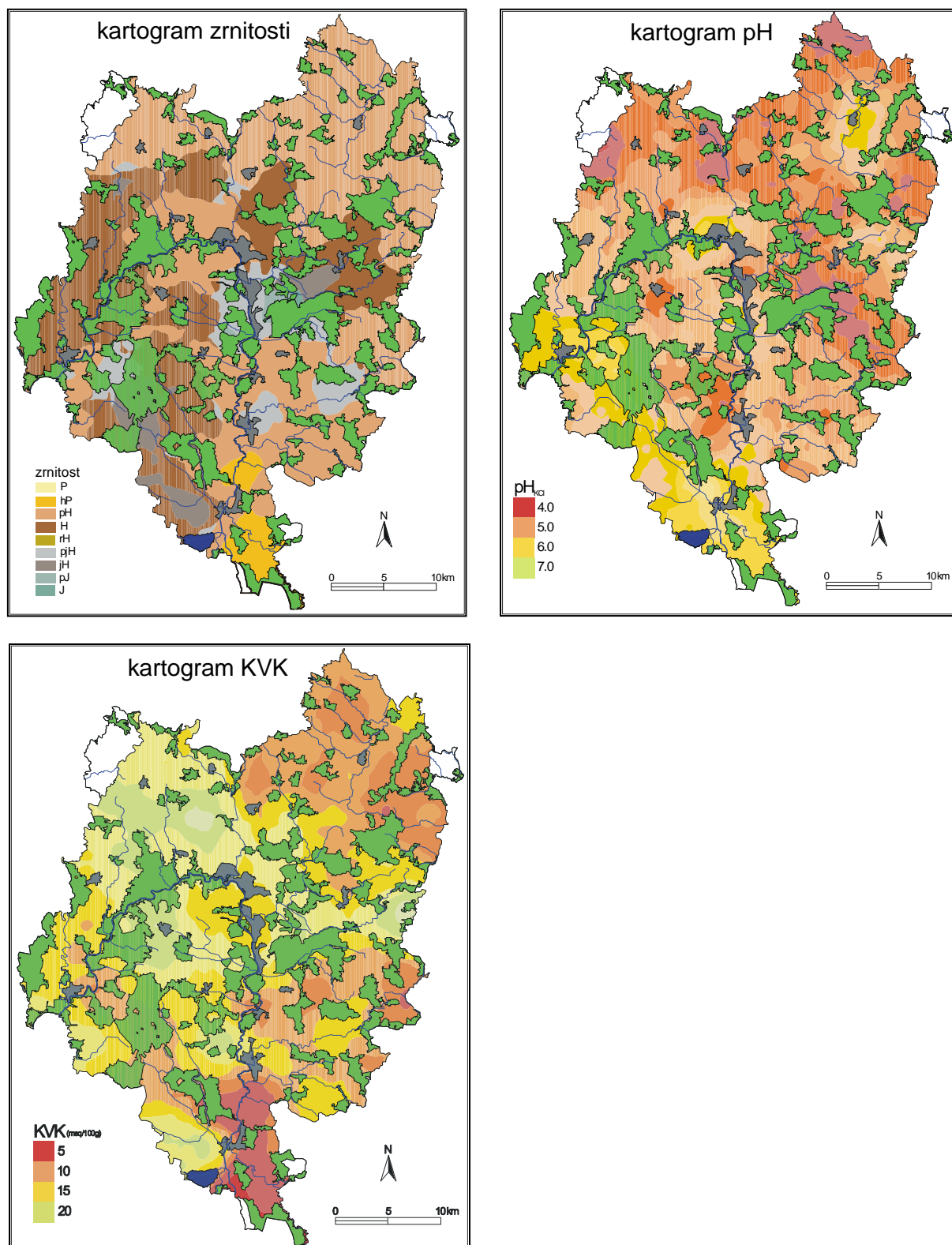
Aby mohla být vytvořena mapa odpovídající, nebo se alespoň přibližující, taxonomické klasifikaci, bylo by nutné disponovat větším množstvím charakteristik z půdních sond, a to nejen analytickými, ale i morfologickými. Zároveň by bylo zapotřebí použít další rozvíjející se metody, které dokáží tyto vlastnosti zpracovat, vyhodnotit a na základě takto zpracovaných dat vytvářet speciální klasifikace.

Tento příspěvek vznikl za podpory GA ČR č. 526/02/1516.

Literatura

- BORŮVKA, L., 2000: Aplikace geostatistiky v pedologii. Sborník referátů z konference „Pedologické dny 2000“. VÚMOP Praha, s. 19 – 32.
- BRADY, N.C. - WEIL, R.R., 1999: The Nature and Properties of Soils. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- NĚMEČEK, J. a kol., 1964: Průvodní zpráva KPP okresu Tábor. Ministerstvo zemědělství a výživy. Praha.
- NĚMEČEK, J. a kol, 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR, Metodika sestavování půdních map a geneticko-agronomické klasifikace půd 1. a 3. díl. Ministerstvo zemědělství a výživy. Praha.
- VALLA, M. a kol., 2000: Pedologické praktikum. Skriptum ČZU Praha.

Obr. 4 Kartogramy zrnitosti, pH, a KVK



Kontaminace půd intravilánu města Brna rizikovými prvky, polycyklickými aromatickými uhlovodíky a polychlorovanými bifenily

Intravilane Soil Contamination in the Brno City by Risk Elements, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls

Josef PETRUŠ - Radovana RYSKOVÁ - Petr SLAVÍK

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, detaš. prac. Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, ČR

Abstrakt

Pôdne vzorky boli odobraté z 15 vybraných lokalít intravilánu mesta Brno. Vzorky boli analyzované pre nasledovné parametre: aktuálna a potenciálna pôdna reakcia, obsah Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, a Zn v extrakte 2M HNO₃, obsah polychlorovaných bifenyllov (PCB) a polycyklických aromatických uhľovodíkov (PAH). Výsledky ukazujú, že limitné hodnoty v zmysle Výnosu č. 13/94 Zb. boli prekračované vo väčšine vzoriek Pb a Zn. Na druhej strane však hodnoty Cr a Ni boli pod limitom. Veľmi dôležité boli zistené nadlimitné hodnoty jednotlivých PAH: chryzén (15 lokalít), fenantrén, fluorantén, antracén, benzo(a)pyrén a celková suma PAH (všetko na 12 – 13 lokalitách). Celková suma PCB bola prekročená na 13 lokalitách. V porovnaní s predchádzajúcou štúdiou (1991 – 1996) bol zistený významný pokles oboch rizikových prvkov a obsahy POP boli zistené na všetkých 15 lokalitách. Hoci údaje ukazujú prekročenie limitných hodnôt, sú v rámci prípustných limitných hodnôt platných pre urbánne územia s podobnou dopravou a priemyslom.

Kľúčové slová: intravilánne lokality, limit podľa Výnosu č. 13/94 Zb., PAH, PCB odbery, rizikové prvky, pôdne vzorky, pôdna reakcia, urbánne územia, 2M HNO₃ extrakcia

Abstrakt

The soil samples were taken at the fifteen selected localities in Brno intravilan. Following parameters were analysed in the samples: actual and potential soil reaction, contents of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in the 2M HNO₃ extraction, contents of polychlor-biphenyls congeners (PCB) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). The results shows that the limit values according to Decree No. 13/94 S.B. were exceeded in most cases for Pb and Zn. On the other hand, all the values for Cr and Ni were below the limit. Very important was exceeding of the limit values for individual PAH: chrysen (15 localities), phenanthren, fluoranthene, anthracene, benzo(a)pyrene and sum of PAH (all at 12 – 13 localities). The sum of PCB congeners was exceeded at 13 localities. In comparison with the previous study (1991 – 1996), significant decrease of both risk elements and POPs contents was found at all fifteen localities. Although the data shows exceeding the limit values, they are quite in the boundaries for urban areas with similar traffic and industry.

Key words: intravilan, localities, limit of Decree No. 13/94 S.B., PAH, PCB congeners, risk elements, soil samples, soil reaction, urban areas, 2M HNO₃ extraction.

Úvod

Studie byla zpracována v r. 2002, na základě objednávky odboru životního prostředí Magistrátu města Brna. Navazuje na předchozí monitoring kontaminace půd Brněnské aglomerace z let 1991 – 1996. Stejně jako minulé období bylo cílem této etapy monitoringu zhodnocení současného stavu kontaminace půdního fondu města rizikovými prvky, polycyklickými aromatickými uhlovodíky

(PAU) a polychlorovanými bifenyle (PCB) za účelem vypracování odborných podkladů pro kvalifikovaná rozhodnutí orgánů státní správy v oblastech územního plánování, dopravní sítě, životního prostředí apod. Na rozdíl od minulého období se v loňském roce v důsledku omezených finančních prostředků provedla (na základě návrhu zpracovatelů) šetření na celkem 15 lokalitách intravilánu.

Zpracovatelem díla byla Česká geologická služba (ČGS), pobočka Brno spolu s Agenturou ochrany přírody a krajiny, pracoviště Brno. Pracoviště ČGS v Brně je akreditováno jako zkušební laboratoř č. 1049.2 Českým institutem pro akreditaci, o.p.s. Předmětem akreditace jsou chemické analýzy organických polutantů životního prostředí a geochemicky zaměřené analýzy organické hmoty v horninovém prostředí. V uvedené studii zajišťovala ČGS analýzy půdních vzorků na obsah PAU a PCB. Kooperantem díla bylo odd. ochrany půdy, odd. informatiky a akreditované laboratoře Agentury ochrany přírody a krajiny v Brně. Tato organizace zajistila realizaci půdních analýz na obsah rizikových prvků a zpracování koncepční části, spolu s přílohami v GIS.

Materiál a Metody

Po vzájemném jednání s pracovníky odboru životního prostředí Magistrátu města Brna bylo v r. 2002 ke sledování navrženo celkem 15 lokalit, z toho 13 relativně více zatížených anorganickými i organickými kontaminanty a 2 jako víceméně kontrolní.

č. lokality	název
9	Dobrovského
13	Akátky
18	Kounicova – Kotlářská
19	Lidická – Pionýrská
20	Drobného – Pionýrská
25	Úvoz – Údolní
26	Obilní trh
30	Státní divadlo
31	Malinovského náměstí
37	Mendlovo náměstí
39	Špilberk – Husova
41	Olomoucká – přivaděč
42	Hybešova hora
47	Bakalovo nábřeží
49	Zvonařka – Dornych

Odběrné plochy byly situovány do stejných míst jako v předchozích letech sledování tak, aby byla dodržena min. vzdálenost od komunikace (vozovky) 2 m.

Vlastní odběr půdních vzorků byl na každé z uvedených lokalit proveden pomocí speciální sondovací tyče o průměru 13 mm tak, že z plochy cca 10 x 10 m bylo získáno z hloubky 0 – 20 cm cca 30 – 50 dílčích vzorků a ty pak po homogenizaci vytvořily kompaktní vzorek, který se rozdělil zčásti do skleněné vzorkovnice o objemu 0,3 lt a zčásti (cca 0,5 kg) do papírového sáčku.

Vzorky ve skleněné vzorkovnici byly dopraveny do laboratoří České geologické služby v Brně, kde proběhla analýza na obsah polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), polychlorovaných bifenylů (PCB) a celkového organického uhlíku (TOC).

Vzorky z papírových sáčků byly analyzovány v akreditovaných laboratořích Agentury ochrany přírody a krajiny v Brně na pH a obsah rizikových prvků.

Stanovené parametry

anorganická analýza

- pH_{H_2O}
- pH_{KCl}
- Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn v 2M HNO_3

organická analýza

- PAU – naftalen, acenaften, fluoren, fenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, benz[a]anthracen, chrysen, benzo[b]fluoranthren, benzo[k]fluoranthren, benzo[a]pyren, dibenzo[a,h]anthracen, benzo[ghi]perylene, indeno[1,2,3-cd]pyren, suma PAU
- PCB – suma PCB a), suma PCB b), kongenery CB 18 – 194
- TOC

Použité analytické metody

- ***pH*** – potenciometrické stanovení ve vodním výluhu resp. výluhu 0,2 M KCl
- ***obsahy rizikových prvků*** – 10 g vysušeného a homogenizovaného půdního vzorku se navázilo do PE lahvičky obj. 250 ml, přidalo 100 ml 2M HNO_3 a třepalo 6 hodin při laboratorní teplotě. Ze suspenze se odfiltrovalo 20 ml výluhu pro stanovení na AAS (Perkin-Elmer 5100 PC).
- ***Obsahy POP***

Odebrané vzorky byly sušeny při laboratorní teplotě, rozmělněny a převedeny na síť s průměrem ok 2 mm. Takto homogenizované vzorky byly extrahovány směsí dichlormethanu s methanolem v objemovém poměru 93 : 7.

Alikvotní podíl extraktu byl po zasušení a převedení do acetonitrilu analyzován na obsah PAU kapalinovým chromatografem AT 1100 s fluorescenčním detektorem (Agilent Technologies, USA) v režimu gradientové eluce. Použitá chromatografická kolona byla LiChroCART 250-3 Lichrospher PAH s předkolonou LiChroCART 4-4 Lichrospher PAH (Merck, SRN).

Pro analýzu PCB byl další podíl extraktu nejprve přečištěn sloupcovou chromatografií na koloně s modifikovaným silikagelem. Takto upravený vzorek byl analyzován plynovým chromatografem AT 5 890 series II (Agilent Technologies, USA) s detektorem elektronového záchyty (ECD). Byla použita kapilární kolona se zakotvenou fenyl-methylsilikonovou fází typu HP-5 o délce 60 m, vnitřním průměru 0,25 mm a tloušťce filmu stacionární fáze 0,25 μm (Agilent Technologies – J&W, USA). Režim nástřiku byl bezděličový s tlakovým pulsem. Obsah TOC byl zjištěn za pomoci elementárního analyzátoru ELTRA 1000CS (Neuss, SRN).

Výsledky a diskuse

1 Rizikové prvky

Co se týká konkrétního obsahu kadmia v půdách (graf 1) sledovaných lokalit pak jeho interval se pohyboval od 0,2 (Akátka) do 2,12 (Mendlovo nám.) mg/kg půdy. Limity vyhlášky č. 13 byly překročeny u 3 lokalit, kritérium A z metodického pokynu MŽP (přirozené pozadí) pak u celkem 5 lokalit. Z hlediska časového srovnání s údaji z let 1991 – 1995 je vidět u většiny vzorků pokles hodnot Cd (nejvíce u Dornychu) nebo jejich stagnaci (z důvodu přirozené variability vlivem vzorkování).

Velmi nízké byly koncentrace chrómu (interval 0,8 – 10,8 mg/kg), kdy všechny naměřené hodnoty (graf 2) byly hluboko pod citovanými limity a v relacích pro přirozený obsah. Mezi obsahy Cr v jednotlivých letech odběru nejsou znatelné velké rozdíly u žádné z lokalit, přičemž od r. 1995 došlo prakticky u všech letos monitorovaných míst intravilánu k jeho poklesu.

U mědi (graf 3) byl při rozmezí 4,6 – 53,2 mg/kg mírně překročen limit vyhl. č. 13 u dvou lokalit (Kounicova a Mendlovo nám.). Z časového hlediska je u většiny monitorovaných bodů zřetelný mírný pokles hodnot Cu až stagnaci od posledního měření. Pouze u 4 míst (nejvíce u křiž. Kounicova-Kotlářská) došlo během této doby k nárůstu obsahu Cu v půdě.

Pokud jde o nikl (interval 2,5 – 10,8 mg/kg), jeho obsah v půdě nepřesáhl, stejně jako u Cr, zdaleka limity použitých normativů. Co se týká srovnání s předchozími roky, pak se jedná o prvek bez

viditelných korelací jak z pohledu každé jednotlivé lokality, tak i lokalit navzájem, tzn. že všechny v grafu 4 uváděné údaje jsou až na lok. Akátky velmi vyrovnané.

Podle očekávání, stále relativně vyšší koncentrace jsou z výsledků patrné u olova (interval 12 – 115 mg/kg), kde minimum bylo zjištěno opět na Akátkách, maxima pak na Obilním trhu a pod Špilberkem (graf 5). Limit vyhl. č. 13 byl v tomto případě překročen u 9 lokalit, kritérium A MŽP pak u 5 lokalit. I přes tento fakt je možné říct, že rovněž u olova došlo od posledního měření většinou k snížení hodnot, především vlivem snížení počtu motor. vozidel na olovnatý benzín. Výjimkou jsou značně zatížené úseky křižovatek Kounicova-Kotlářská a Úvoz-Údolní, kde však není nárůst tak markantní jako např. v období 1993 – 1995.

Poslední ze sledovaných prvků byl zinek (graf 6), který se pohyboval v mezích od 25,2 (Akátky) do 245 (Dornych-Zvonařka) mg/kg půdy. K překročení limitu vyhl.č. 13 došlo rovněž u 9 lokalit, co se týká kritéria A MŽP, pak toto přesáhly údaje pouze dvou lokalit (kromě Dornychu i křižovatka Úvoz-Údolní). Ze sledovaných 6 prvků je Zn jediným, u něhož je vidět na převážné části sledovaných míst od r. 1991 trvalý nárůst koncentrací v půdě (nejvíce u křiž. Úvoz-Údolní). Souvisí to nejenom s automobil. dopravou, ale i s jeho vyšším zastoupením v atmosférické depozici (viz lokalita Akátky).

2 Polycyklické aromatické uhlovodíky – PAU

Zatížení půd touto skupinou perzistentních organických polutantů (POP) vyplývá stejně jako v předchozích letech z intenzivní automobilové dopravy, zvláště pak nákladní (nedokonalé spalování).

Pokud vezmeme v potaz jednotlivé uhlovodíky potom relativně velmi nízké koncentrace v půdě byly u fluorenu a acenaftenu (nejsou uvedeny jako samostatné složky v limitech).

Z uhlovodíků které jsou srovnatelné s limity jak vyhl. č. 13, tak kritérií MŽP (ABC limity) byly velmi nízké koncentrace u naftalenu a benzo[a]anthracenu (všechny pod limitem vyhl. č. 13, pouze 1 lokalita – Údolní resp. Kounicova, nad limitem A MŽP).

Ostatních 12 uhlovodíků se pohybovalo v různé míře a u různého počtu lokalit nad oběma normativy. Relativně nejvyšší zatížení bylo u fluoranthenu (všechny lokality vyjma Akátek a Hybešovy hory několikanásobně nad limitem vyhl. č. 13 a většinou i nad A limitem MŽP) a dále pyrenu (nad limitem A MŽP 12 z 15 lokalit) a zvláště potom u benzo[a]pyrenu (rovněž u 12 z celkem 15 lokalit), kde se maximum (křiž. Kounicova-Kotlářská) blížilo limitu B MŽP. Hodnoty zbylých uhlovodíků (fenanthren, anthracen, chrysen, [b,k] fluorantheny, benzo[ghi]perylene a indeno[1,2,3-cd]pyren) byly u většiny lokalit rovněž nadlimitní, ale ne již v takovém širokém intervalu.

Nejvíce zatíženou lokalitou byla křižovatka Kounicova-Kotlářská, kde byly rovněž nejvyšší údaje sumy PAU (12,6 mg/kg půdy), dále potom Pionýrská-Drobného (11,4 mg/kg), Dornych-Zvonařka (10,3 mg/kg) a Úvoz-Údolní (9,57 mg/kg), s vysoko překročeným limitem (1 mg/kg půdy). Naopak, velmi malá zátěž (hluboko pod limitem obou normativů) je zřetelně vidět u Akátek, o něco větší údaje má Hybešova hora (pouze nad A limitem MŽP).

3 Polychlorované bifenyly

V tabulce uváděné jednotlivé kongenery PCB a suma PCB (a) jsou prezentovány víceméně pro dokreslení situace, neexistují na ně zatím čs. normativy. Z hlediska srovnatelných limitů je použitelná suma PCB (b). Podle tohoto parametru byla u 12 lokalit překročena hranice přirozeného pozadí vyhl.č.13 a u 10 limit A metodického pokynu MŽP. Relativně nejvíce zatíženo bylo Bakalovo nábreží, stejně jako v předchozích případech byly “nejčistší” Akátky.

Závěr

Na základě vlastního terénního šetření a zjištěných skutečností je možné konstatovat následující poznatky:

- Od posledního sledování kontaminace půd intravilánu města Brna (1995) nedošlo u vybraných lokalit k prokazatelně negativním změnám co se týká obsahu většiny rizikových prvků. U všech, vyjma zinku došlo naopak ke snížení hodnot u většiny z monitorovaných lokalit. I když se jedná v některých případech o překročení citovaných norem, není tento fakt nutné přeceňovat. Lokální změny v koncentracích souvisí s přirozenou variabilitou půdního prostředí (vzorkování), u ně-

kterých lokalit se jedná o změny v souvislosti s úpravami plochy (ozelenění apod.). Celkově vyšší údaje zinku v r. 2002 jsou způsobeny jeho zastoupením v atmosférické depozici.

- Z hlediska kontaminace PAU je vidět u všech lokalit značný pokles jak jednotlivých uhlovodíků, tak i jejich celkový obsah (suma PAU). Relativně nejvíce zatížené jsou opět hlavní křižovatky na I. a II. měst. okruhu. Velmi nízké hodnoty těchto polutantů na kontrolních lokalitách (Akátky, Hybešova hora) svědčí v tomto případě o výrazném vlivu především automobilové dopravy na úkor atmosférické depozice.
- Co se týká obsahu PCB, pak i v tomto případě se nejednalo o abnormální překročení normativů. I u těchto látek došlo od posledního sledování k poklesu hodnot v půdě a rozmezí koncentrací nevybočuje z rámce jejich zastoupení v půdách urbanizovaných území.

Literatura

SÁŇKA, M., 1994: Literární přehled ke kontaminaci půd rizikovými prvky., ČÚOP Brno.

SBÍRKA ZÁKONŮ, 1994: Vyhláška MŽP ČR č. 13/1994 Sb., příl. č. 1 (rizikové prvky v půdách náležejících do ZPF).

METODICKÝ POKYN MŽP ČR, 1996: Kriteria znečištění zemin a podzemní vody, Zpravodaj MŽP 8/1996.

AGEMA S.R.O. et al., 1993: Současný stav a vývoj půdního fondu v okr. Brno – město, část kontaminace půd a rostlin rizikovými prvky, PCB a PAU v intravilánu města, srovnání etap 1991 a 1993”.

AGEMA S.R.O. et al., 1995: Současný stav a vývoj půdního fondu v okr. Brno – město, část “Kontaminace půd a rostlin rizikovými prvky, PAU a PCB v intravilánu města Brna, výsledky 1995 a srovnání s předcházejícími etapami”.

Tab. 1 Obsahy rizikových prvků v půdě u vybraných lokalit intravilánu města Brna

lokalita číslo	název	pH _{H2O}		pH _{KCl}	výluh 2M HNO ₃ (mg/kg)					
					Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
9	<i>Dobrovského</i>	8,00		7,30	0,34	2,5	41,9	7,9	40	75,2
13	<i>Akátky</i>	7,05		6,00	0,20	0,8	4,6	2,5	12	25,2
18	<i>Kounicova-Kotlářská</i>	7,98		7,37	0,33	3,5	51,5	7,6	57	109,0
19	<i>Lidická-Pionýrská</i>	8,08		7,36	0,41	2,2	22,0	8,2	45	98,4
20	<i>Pionýrská-Drobného</i>	8,16		7,37	0,38	3,1	44,3	8,2	75	110,0
25	<i>Úvoz-Údolní</i>	7,68		7,21	0,74	4,5	47,6	8,8	76	227,0
26	<i>Obilní trh</i>	7,98		7,26	0,79	10,8	38,2	9,1	103	103,0
30	<i>Státní divadlo</i>	8,07		7,38	1,01	4,9	43,2	9,1	76	140,0
31	<i>Malinovského nám.</i>	7,96		7,43	0,33	2,7	32,1	7,2	81	119,0
37	<i>Mendlovo nám.</i>	7,97		7,32	2,12	10,3	53,2	10,8	91	150,0
39	<i>Husova-Špilberk</i>	8,08		7,24	0,32	2,0	27,2	7,6	115	59,9
41	<i>Olomoucká</i>	8,15		7,36	0,27	3,2	13,5	7,6	27	46,9
42	<i>Hybešova hora</i>	7,95		7,35	0,50	0,8	5,5	10,5	28	33,3
47	<i>Bakalovo nábřeží</i>	7,96		7,30	0,39	3,0	27,8	9,4	77	117,0
49	<i>Dornych-Zvonařka</i>	8,16		7,56	1,06	5,6	47,7	10,3	88	245,0

Tab. 2 Statistické ukazatele, limity obsahu rizikových prvků (mg/kg) ve výluhu 2M HNO₃ a počty lokalit s nadlimitními hodnotami

ukazatel	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>minimum</i>	0,20	0,8	4,6	2,5	12,0	25,2
<i>maximum</i>	2,12	10,8	53,2	10,8	115,0	245,0
<i>průměr</i>	0,61	4,0	33,4	8,3	66,1	110,6
<i>medián</i>	0,39	3,1	38,2	8,2	76,0	109,0
<i>limit vyhl. č. 13</i>	1,00	40,0	50,0	25,0	70	100,0
<i>limit metod.pokynu MŽP – A</i>	0,5	130	70	60	80	150
<i>limit metod.pokynu MŽP – B</i>	10	450	500	180	250	1 500
<i>limit metod.pokynu MŽP – C</i>	20	500	600	250	300	2 500
počet lok. > vyhl. 13	3	0	2	0	9	9
počet lok. > limit A	5	0	0	0	5	2

Tab. 3 Obsahy vybraných persistentních organických polutantů v půdách intravilánu města Brna

Lokalita		Město Brno														
		Dobrovského	Akátky	Kounicova	Lidická	Pionýrská	Úvoz-Údolní	Obilní trh	Státní divadlo	Malinovského nám.	Mendlovo nám.	Špilberk	Olomoucká	Hybešova hora	Bakalovo nábr.	Dornych
POP																
Fenanthren		0,459	0,012	0,826	0,361	0,866	1,080	0,101	0,106	0,236	0,412	0,103	0,067	0,060	0,300	1,100
Fluoranthren		1,640	0,039	2,350	0,763	2,039	1,780	0,315	0,293	0,534	0,591	0,247	0,117	0,099	0,834	1,910
Pyren		1,280	0,036	1,880	0,596	1,582	1,330	0,258	0,267	0,421	0,483	0,222	0,128	0,105	0,648	1,400
Anthracen		0,142	<0,001	0,244	0,092	0,214	0,276	0,032	0,032	0,054	0,094	0,022	0,011	0,007	0,069	0,297
Benz[a]antracen		0,809	0,022	1,060	0,346	0,861	0,719	0,166	0,181	0,263	0,215	0,133	0,069	0,049	0,383	0,770
Chrysen		0,865	0,036	1,080	0,389	0,993	0,775	0,182	0,204	0,305	0,269	0,175	0,095	0,087	0,465	0,946
Benzo[b]fluoranthren		0,919	0,031	1,050	0,379	1,040	0,720	0,180	0,208	0,314	0,278	0,227	0,104	0,091	0,509	0,867
Benzo[k]fluoranthren		0,486	0,017	0,567	0,184	0,530	0,389	0,090	0,105	0,151	0,132	0,094	0,047	0,038	0,249	0,443
Benzo[a]pyren		1,060	0,031	1,300	0,414	1,160	0,856	0,203	0,229	0,315	0,293	0,208	0,098	0,076	0,516	0,904
Dibenz[a,h]anthracen		0,114	0,005	0,136	0,048	0,127	0,095	0,020	0,026	0,039	0,033	0,028	0,016	0,011	0,059	0,111
Benzo[ghi]perylen		0,643	0,023	0,837	0,251	0,765	0,495	0,128	0,148	0,198	0,198	0,138	0,077	0,058	0,328	0,530
Indeno[1,2,3-cd]pyren		0,926	0,035	1,140	0,347	0,995	0,720	0,181	0,195	0,287	0,282	0,190	0,099	0,080	0,475	0,770
Suma PAU		9,420	0,296	12,600	4,220	11,400	9,570	1,870	2,010	3,160	3,360	1,800	0,928	0,761	4,860	10,300
Suma PCB - a		0,0436	0,0027	0,0646	0,0553	0,0925	0,1590	0,0207	0,0425	0,1670	0,0900	0,0159	0,0094	0,0151	0,1930	0,1610
Suma PCB - b		0,0335	0,0023	0,0486	0,0428	0,0686	0,1200	0,0156	0,0314	0,1240	0,0673	0,0128	0,0072	0,0120	0,1480	0,1180

Poznámky:

Suma PAU je součet obsahů všech uvedených polycyklických aromatických uhlenků.

Suma PCB – a je součet obsahů všech uvedených kongenerů PCB (č. 18, 28, 31, 44, 52, 101, 118, 138, 149, 153, 180, 194)

Suma PCB – b je součet obsahů vybraných kongenerů PCB (č. 28, 52, 101, 138, 153 a 180)

Tab. 4 Statistické ukazatele vybraných org. polutantů a počet lokalit s nadlimitními hodnotami

Parametr	minimum	maximum	median	průměr	limit vyhl. č. 13	vyhl. MŽP – limit			překročení limitu (počet lokalit)	
						A	B	C	vyhl. č. 13	vyhl. MŽP – limit A
Fenanthren	0,0120	1,100	0,300	0,406	0,1	0,15	30	40	12	10
Fluoranthen	0,0390	2,350	0,591	0,903	0,1	0,3	40	50	13	10
Pyren	0,0360	1,880	0,483	0,709		0,2	40	60		12
Anthracen	0,0005	0,297	0,069	0,106	0,01	0,1	40	60	13	5
Benz[a]antracen	0,0220	1,060	0,263	0,403	1	0,1	4	5	1	12
Chrysen	0,0360	1,080	0,305	0,458	0,01	0,05	25	40	15	14
Benzo[b]fluoranthen	0,0310	1,050	0,314	0,461		0,1	4	5		13
Benzo[k]fluoranthen	0,0170	0,567	0,151	0,235		0,05	10	15		12
Benzo[a]pyren	0,0310	1,300	0,315	0,511	0,1	0,1	1,5	2	12	12
Benzo[ghi]perylene	0,0230	0,837	0,198	0,321		0,05	20	30		14
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,0350	1,140	0,287	0,448		0,1	4	5		12
Suma PAU	0,2960	12,600	3,36	5,104	1	1	190	280	12	12
Suma PCB - b	0,0023	0,148	0,0428	0,057	0,01	0,02	2,5	5	13	11

Reálná aberace chemických vlastností orníc střední Moravy

An Actual Aberration of the Chemical Properties of Topsoil in Central Moravia

Eduard POKORNÝ¹⁾ – Olga DENEŠOVÁ²⁾ – Radomíra STŘÁLKOVÁ³⁾

¹⁾Ústav půdoznalství a mikrobiologie, AF, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, ČR, e-mail: pokorny@mendelu.cz,

²⁾Agrochemický podnik Kroměříž, Kotojedy 2384, 767 01 Kroměříž, ČR, e-mail: achp-km@snt.cz,

³⁾Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o., Havlíčkova 2787, 767 41 Kroměříž, ČR

Abstrakt

Podľa metódy Hoffmana (1963) bol hodnotený súbor (n = 133) chemických vlastností orníc regiónu strednej Moravy. Po eliminácii tzv. „veľkého faktora“, t.j. distribúcie podľa zrnitosti veľkosti, bol súbor rozdelený podľa veľkosti kationovej výmennej kapacity (CEC) do dvoch posúborov: a) dobré pôdy – zdravé/kvalitné a b) narušené pôdy – zlé/nekvalitné. V oboch súboroch boli stanovené základné štatistické parametre. Ak uvažujeme dobrý posúbor za štandard, potom skutočné aberácie zlého podsúboru sa prejavovali v kvantite a kvalite humusu, obsahu celkového dusíka, obsahu fosforu stanoveného podľa Egnera a v pomere C:N. Nízka kvalita humusu bola demonštrovaná ako hlavný faktor znižovania CEC v narušenom súbore.

Kľúčové slová: aberácia, pôdne chemické vlastnosti, hodnotenie, distribúcia častíc podľa veľkosti, štatistické parametre

Abstract

According to the method of Hoffmann (1963), a set (n = 133) of chemical properties of topsoil from the region of central Moravia was evaluated. After the elimination of a so-called "great factor", i.e. particle-size distribution, the set was divided according to the size of cation exchange capacity (CEC) into two subsets: (a) good soils – healthy/quality and (b) disturbed soils – bad, and in both sets basic statistical parameters were determined. If we consider the good subset as a standard then in the bad subset actual aberrations were proved both in the quantity and quality of humus, the content of total nitrogen, the content of phosphorus determined according to Egner and C/N ratio. The low quality of humus was demonstrated as a main factor in the decrease of CEC in the disturbed set.

Keywords: soil chemical characteristics, aberration, evaluation, particle size distribution, statistical parameters

Úvod

Aberace pôdy je její výrazně odlišný stav v porovnání s původními průměrnými („normálními“) znaky a vlastnostmi (Bedrna, 2002). Přesné vymezení, v biologických vědách běžně používaného pojmu „normální“, však v literatuře nenajdeme. Ale právě častost používání svědčí o tom, že je však téměř nemožné se bez něj obejít. Vágnost je dána nevyjasněním jeho skrytých předpokladů. Váchou (1980) bylo upozorněno, že praktické úspěchy speciálních věd nevylučují nejasnosti v jejich základních pojmech, avšak problém stanovení normálních hodnot je dnes spatřován jako nejzávažnější. Pro náš případ posouzení aberace orníc byla použita metoda dle Hoffmanna (1963), který předpokládá, že

sumární distribuce je součtem dvou gaussovských rozložení odpovídajících zdravému/kvalitnímu a porušenému podsouboru.

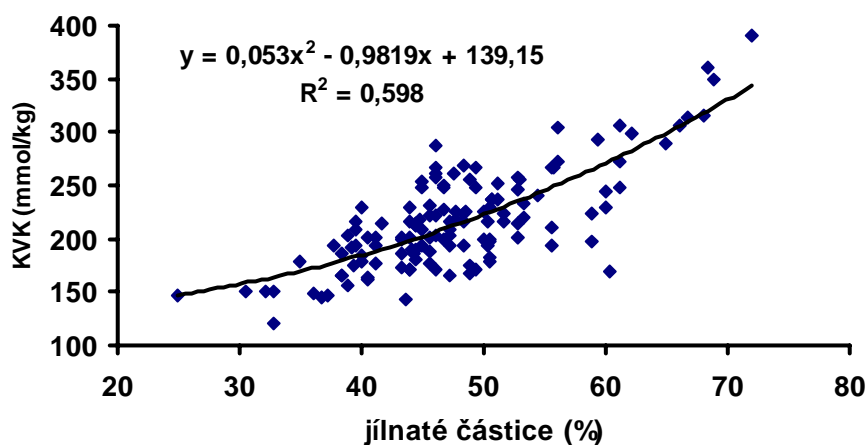
Materiál a metody

V roce 2000 – 2003 byly v regionu střední Moravy bodově odebírány vzorky ornice černozemí luvických, hnědozemí modálních a luvizemí modálních (Němeček a kol., 2001) na škále druhově rozdílných pozemků využívaných jako orná půda ($n = 133$). Vzorky byly odebrány jako sypané z profilu 0 – 30 cm. Zrnitostní analýza (Jandák, 1991) byla provedena hustoměrnou metodou (Casagrande), k hodnocení byl použit obsah jílnatých částic (< 0.01 mm). V odebraných vzorcích byla dále stanovena kationtová výměnná kapacita, obsah a kvalita ($Q_{4/6}$) humusu, aktuální a výměnná reakce, obsah fosforu (podle Egnera) a vypočten poměr C/N. Získané výsledky byly podrobeny statistické analýze, ověřena homogenita souborů a u hodnot kationtové výměnné kapacity potvrzena vysoce průkazná závislost na půdním druhu. Pro další hodnocení proto zrnitostní složení sloužilo jako tzv. „velký faktor“ (Lát, 1972). Jeho statistickým odstraněním byly vytvořeny u každé vlastnosti dvě skupiny souborů a podrobeny analýze jedné proměnné. K vysvětlení ovlivnění kationtové výměnné kapacity bylo použito metod korelační analýzy, úsekové analýzy, parciální analýzy a vícenásobných korelačních koeficientů (Koschin a kol., 1992).

Výsledky a diskuse

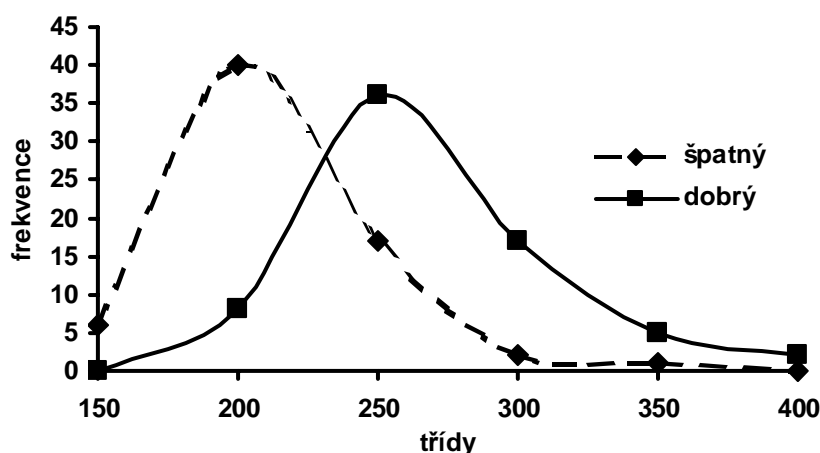
Hodnoty kationtové výměnné kapacity jsou v úzké korelaci s půdním druhem (Kutílek, 1978), což bylo v našem souboru statisticky potvrzeno a využito k rozdělení souboru (graf 1).

Graf 1 Vztah mezi obsahem jílnatých částic a kationtovou výměnnou kapacitou
Relationships between the content of clay particles and cation exchange capacity



Podsoubor bodů ležících nad regresní čarou lze označit jako „dobrý“ (hodnoty kationtové výměnné kapacity jsou, po odstranění vlivu zrnitosti, vyšší než je průměrná hodnota souboru) a soubor bodů ležících pod čarou jako „špatný“. Hodnoty kationtové výměnné kapacity vzniklých souborů byly vyhodnoceny analýzou jedné proměnné (graf 2).

Graf 2 Distribuce hodnot kationtové výměnné kapacity v dobrém a špatném podsouboru
Distribution of values of cation exchange capacity in a good and bad subset



Z grafu 2 a tabulky 1 je patrné, že podsoubor označený jako dobrý má menší asymetrii i exces než podsoubor špatný. Toto zjištění potvrzuje názory Hoffmanna (1963) o gaussovských rozloženích odpovídajících zdravému/kvalitnímu a porušenému podsouboru. Průměrná hodnota kationtové výměnné kapacity je v prvním případě 242 mmol/kg, ve druhém 191 mmol/kg. Rozdíl je statisticky (t-test) průkazný.

Další statisticky průkazné rozdíly mezi dobrým a špatným podsouborem byly prokázány i u obsahu humusu (dobrý – 2,67 %, špatný – 2,04 %), kvality humusu (dobrý – 0,75, špatný – 0,52), obsahu celkového dusíku (dobrý – 0,2 %, špatný – 0,16 %), obsahu fosforu (dobrý – 105 mg/kg, špatný – 83 mg/kg) a poměru C/N (dobrý – 8,35, špatný – 7,36) a rovněž potvrzují oprávněnost metody použité k rozdělení souboru na dobrý a špatný.

Z praktického hlediska je potřebné prověřit které ze sledovaných vlastností se nejvíce podílejí na velikosti hodnoty kationtové výměnné kapacity. Úkol byl řešen metodou úsekových analýz. Jako nezávisle proměnné byly vybrány (korelační analýzou) obsah humusu, kvalita humusu a obsah jílnatých částic. Závisle proměnná je kationtová výměnná kapacita (tab. 2).

Z výsledků statistické analýzy lze odvodit, že v dobrém podsouboru má rozhodující vliv na velikost kationtové výměnné kapacity půdní druh (78 % vliv). Průkaznost vlivu obsahu humusu zjištěného jednoduchým korelačním koeficientem nebyla úsekovými ani parciálními koeficienty potvrzena. Oprávněnost sestaveného modelu byla potvrzena vícenásobným korelačním koeficientem ($R = 0,903$) vysvětlujícím působení sledovaných faktorů z 81 %.

Ve špatném podsouboru je situace jiná. Model vysvětluje působení sledovaných faktorů na velikost kationtové výměnné kapacity ze 77 % ($R = 0,876$) s vysokou průkazností. Vliv půdního druhu je menší než u dobrého podsouboru (63 %) a statisticky průkazným faktorem se stává kvalita humusu, která ovlivňuje velikost kationtové výměnné kapacity z téměř 10 %. Považujeme-li půdní druh za stabilní veličinu, lze toto zjištění o vlivu kvality humusu v porušených půdách považovat z praktického hlediska za zásadní.

Závěr

Metodou dle Hoffmanna (1963) byl vyhodnocen soubor ($n = 133$) chemických vlastností orníc z oblasti střední Moravy. Soubor byl po eliminaci tzv. „velkého faktoru“, kterým bylo zrnitostní složení, rozdělen podle velikosti kationtové výměnné kapacity na dva podsoubory: a) půdy dobré – zdravé/kvalitní a za b) půdy porušené – špatné a v obou stanoveny základní statistické parametry. Pokud budeme dobrý podsoubor považovat za standard byly ve špatném souboru prokázány reálné aberace v obsahu a kvalitě humusu, obsahu celkového dusíku, obsahu fosforu stanoveného podle Egnera a poměru C/N. Jako hlavní faktor snížené kationtové výměnné kapacity byla v porušeném souboru prokázána nízká kvalita humusu.

Tabulka 1 Statistická analýza výsledků rozborů ornice v dobrém a špatném podsouboru
Statistical analysis of results of the analysis of topsoil in a good and bad subset

DOBŘÍ n = 67	<i>Humus</i> %	<i>Kvalita</i> HK/FK	<i>pH/KCl</i>	<i>pH/H₂O</i>	<i>KVK</i> mmol/kg	<i>Nt</i> %	<i>P(Egn.)</i> mg/kg	<i>Jíl.č.</i> %	<i>C/N</i>
Stř. hodnota	2,67	0,75	6,49	7,16	242,36	0,20	104,57	48,45	8,35
Chyba stř. hodnoty	0,09	0,03	0,09	0,10	5,16	0,01	5,91	0,97	0,35
Medián	2,66	0,76	6,46	7,16	229,00	0,19	100,00	46,65	8,49
Modus	2,02	0,87	6,85	7,34	229,00	0,18	86,00	46,09	9,57
Směr. odchylka	0,73	0,27	0,75	0,80	42,21	0,05	48,38	7,95	2,89
Rozptyl výběru	0,54	0,07	0,56	0,63	1 781,38	0,00	2 340	63,17	8,38
Špičatost	-0,26	-0,58	0,05	0,31	1,96	0,17	0,03	1,20	2,30
Šikmost	0,06	-0,34	-0,19	-0,14	1,27	0,17	0,62	1,15	0,71
ŠPATNÝ n = 66	<i>Humus</i> %	<i>Kvalita</i> HK/FK	<i>pH/KCl</i>	<i>pH/H₂O</i>	<i>KVK</i> mmol/kg	<i>Nt</i> %	<i>P(Egn.)</i> mg/kg	<i>Jíl.č.</i> %	<i>C/N</i>
Stř. hodnota	2,04	0,52	6,42	7,13	191,00	0,16	83,13	47,07	7,36
Chyba stř. hodnoty	0,09	0,03	0,08	0,08	4,30	0,00	7,13	1,05	0,27
Medián	1,90	0,49	6,52	7,18	187,50	0,15	69,00	46,93	7,63
Modus	1,58	0,74	6,60	7,37	194,00	0,14	69,00	50,53	7,64
Směr. odchylka	0,77	0,26	0,67	0,62	34,91	0,04	57,93	8,53	2,23
Rozptyl výběru	0,59	0,07	0,45	0,38	1 218,75	0,00	3 356	72,82	4,96
Špičatost	0,68	-0,86	0,91	0,75	2,28	0,46	2,06	0,13	0,16
Šikmost	0,61	0,34	-0,97	-0,65	1,12	0,76	1,35	0,03	-0,56
t-test	x	x			x	x	x		x

Tabulka 2 Statistická analýza vlivu vybraných parametrů na velikost kationtové výměnné kapacity v dobrém a špatném podsouboru (průkazné koeficienty jsou vtištěny tučně)

Statistical analysis of the effect of selected parameters on the extent of cation exchange capacity in a good and bad subset (significant coefficients are given in bold-type face)

DOBŘÍ	korelační koeficienty	úsekové koeficienty	parciální koeficienty
parametr			
obsah humusu	0,352	0,021	0,038
kvalita humusu	0,21	0,125	0,229
obsah jí. částic	0,893	0,876	0,889
	vícenásobný koeficient	0,903	
ŠPATNÝ	korelační koeficienty	úsekové koeficienty	parciální koeficienty
parametr			
obsah humusu	0,532	0,079	0,119
kvalita humusu	0,432	0,217	0,331
obsah jí. částic	0,836	0,755	0,816
	vícenásobný koeficient	0,876	

Práce vznikla v rámci spolupráce mezi ústavem půdoznalství a mikrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Agrochemickým podnikem a.s., Kroměříž a Zemědělským výzkumným ústavem Kroměříž, s.r.o.. Je jedním z výstupů výzkumného záměru MSM 4321 00001. Autoři děkují paní Ivaně Stratilové, vedoucí laboratoře ACHP za pečlivé provedení analýz a agronomům zemědělských podniků za poskytnutí všestranné pomoci.

Literatura

- BEDRNA, Z., 2002: Environmentálne pôdoznanectvo. Veda, Bratislava, 352 s.
- HOFFMANN, R.G., 1963: JAMA, 185: 864 – 873,
- JANDÁK, J., 1991: Cvičení z půdoznalství. VŠZ, Brno, 213 s.
- KOSCHIN, F. a kol., 1992: Statgraphics. Grada, Praha, 349 s.
- KUTÍLEK, M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL, ALFA, Praha, 295 s.
- LÁT, J., 1972: Normalita osobnosti. Avicenum, Praha, s. 22 – 54
- LHOTSKÝ, J., 1994: Kultivace a rekultivace půd. VÚMOP, Praha, 198 s.
- NĚMEČEK, J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd české republiky. ČZU, Praha 2001, 79 s.
- VÁCHA, J., 1980: Problém normálnosti v biologii a lékařství. Avicenum, Praha, 178 s.

Problematika revitalizace říčních niv a jejich vlhkostního režimu

Problem of Fluvial Alluviums Revitalization and their Water Regime

Alois PRAX - Vítězslav HYBLER

*Ústav půdoznalství a mikrobiologie, Agronomická fakulta MZLU Brno, Zemědělská 1,
613 00 Brno, ČR, e-mail: hybler@mendelu.cz*

Abstrakt

Příspěvek se zabývá optimalizací vlhkostního režimu půd lužního lesa na území Kančí obory, které prošlo úpravami toku řeky Dyje s likvidací pravidelných záplav a snížením dynamiky úrovně hladiny podzemní vody. Po roce 1994 došlo v rámci projektu revitalizace k postupnému zlepšení vlhkostního režimu půd. Dotčené území se neobejde bez sledování vlhkostního režimu a zásahů člověka do manipulace s vodou přiváděnou do sítě kanálů a tůní.

Klíčová slova: revitalizace, lužní les, vlhkostní režim

Abstract

The paper is focused to soil moisture regime optimalization in alluvial forest, in the territory Kančí obory, that passed through Dyje river flow treatments with liquidation of regular floods and decrease ground water level dynamics. After 1994 within the project of revitalization followed gradual improvement of soil moisture regime. In the touched territory are inevitable soil moisture monitoring and man intervention within manipulation with water discharged into the net of channels and shades.

Keywords: revitalisation, alluvial forest, moisture regime

Úvod

Lužní lesy, louky a pole jižní Moravy v nivě řeky Dyje a Moravy tvoří specifický ekosystém, který svou kvalitou i kvantitou produkce předčí společenstva rostoucí mimo oblast aluviálních niv. Je to dáno především tím, že v této srážkově deficitní oblasti jsou půdy lužních lesů, luk a polí dotovány převážně ze zvýšené úrovně hladiny podzemní vody. Navíc je hydrogeologický profil Dyje tvořen dvěma zrnitostně rozdílnými sedimenty a to podložními pleistocenními štěrkopísky tvořícími nasycenou vodovodnou vrstvu, která je překryta většinou těžšími hlinitými až jílovitohlinitými aluviálními náplavy. Tato povrchová vrstva o mocnosti kolem jednoho až tří metrů vytváří příznivé prostředí pro kořenový systém vegetace. Půdy klasifikujeme vesměs jako fluvizemě s příznivými fyzikálními i chemickými vlastnostmi pro růst veškerého vegetačního krytu. Zvláště příznivá skladba kapilárních pórů podporuje vysokou zásobu půdní vody, takže většina vegetace může lépe překonávat občasné periody sucha způsobené jak nedostatečnou srážkovou činností, tak případně také krátkodobým přílišným snížením úrovně hladiny podzemní vody.

Předložený příspěvek se zabývá hodnocením účinku provedených revitalizačních opatření a snahou o optimalizaci vlhkostního režimu půd pro zdárný vývoj zdejších ekosystémů.

Popis revitalizovaného území

Revitalizovaný úsek lužního lesa včetně enkláv polí a luk, označovaný souhrnným názvem „Kančí obora“, se nachází na jižní Moravě mezi obcí Lednice na Moravě a městem Břeclav. Na severu tvoří hranici zámecký park v Lednici a říční rameno Stará Dyje u Janova hradu. Pruh lesa mezi pravým břehem řeky Dyje a zemědělskými pozemky pokračuje v délce asi 7 km až k Břeclavi. Jde o 633 ha lesa a asi 150 ha zemědělských ploch.

Stav před vodohospodářskými úpravami:

Do roku 1972 zde bylo aktivní aluvium. Řeka Dyje se pravidelně rozlévala, někdy i vícekrát v roce. Po snížení hladiny v hlavním toku byla povodňová voda odváděna opuštěnými rameny do prostoru pod Břeclaví, kde se vlévala do koryta řeky. V zaplavovaném území se vyskytují vyvýšená místa v terénu, která nebývala běžně zaplavovaná a sloužila jako útočiště zvěři i jako prostor pro uskladnění dřeva. Tato místa jsou označována jako „hrůdy“. Vedle suchých míst existovala i místa trvale zamokřená – jako například lokalita Palachy – v současném lesním oddělení číslo 615 a 616. Bylo to území po větší část roku dopravně nepřístupné.

Vysoká hladina podzemní vody a značná dynamika průtoků v řece umožňovala existenci mnoha periodických tůní s vodním režimem vyhovujícím vývoji obojživelníků i ohrožených vodních bezobratlých živočichů. V letech 1969 – 70 dal lesní závod Břeclav prohloubit hlavní zavodňovací kanál vedoucí od Staré Dyje u Janova hradu až po zaústění do potoka „Včelínek“ v Břeclavi. Kanál umožnil trvalý průtok vody v některých mrtvých ramenech. Napomáhal také k rychlému odvádění vody po povodních. Do přirozeného vodního režimu tehdy nebylo nutné příliš zasahovat.

Rozsáhlými vodohospodářskými zásahy dokončenými v roce 1972 byla provedena úprava koryta a ohrázování řeky Dyje, což podstatně ovlivnilo hydrologii přilehlého území lužního lesa v okolních nivách. Svým způsobem ovlivňují hydrologii této oblasti také dvě jímací území vodovodů (skupinový vodovod Lednice na Moravě a Břeclav). Tyto antropogenní aktivity měly za následek vlhkostní stres spojený s místním prosycháním starých lesních porostů, ztrátou vody v kanálech i tůních a s úbytkem či úhynem mokřadní fauny i flóry.

Revitalizační opatření provedená po roce 1994 znamenala postupný návrat k příznivějšímu vodnímu režimu. Objevily se však místy náznaky signalizující nadbytek půdní vody a s tím spojenou možnost přechodu nejrozšířenějších skupin lesních typů do produkčně nižších a vlhčích vrbových olšin.

Vlhkostní režim půd a jeho optimalizace

Při řešení optimalizace vlhkostního režimu půd lužního ekosystému obecně je nutno vycházet jak z pestré škály půdních druhů i půdních typů, subtypů a variet, tak také ze situace silně diferencovaného mikroteluru terénu modelovaného po staletí sedimentací povodňových kalů při více méně pravidelných záplavách vodou z řeky Dyje. Jde převážně o zrnitostně středně těžké až těžké hlíny a jíly. Místní výskyt písčitých hrudů je staršího data. Jsou to převážně jemné písky vyváté větrnou činností z povrchu pleistocenních říčních teras. Postupně bylo okolí navátých písčitých dun vyplňováno sedimenty jemných říčních kalů. Řeka svoji dynamickou činností toku vytvářela meandry v aluviální nivě, prorážela si nová koryta, zanechávala po sobě „mrtvá ramena“ a různé více méně zvodnělé terénní deprese. Výše zmiňovaný vesměs minerální podíl půd byl doplňován také organickým materiálem tvořeným rozkladem zbytků bujně zde rostoucí biomasy.

Hydrogeologický profil nivy Dyje v Kančí oboře a jeho vazba na dynamiku průtokových poměrů řeky Dyje skýtá optimální podmínky pro růst a rozvoj lužního ekosystému. To znamená, že vysoko položená a v průběhu roku dynamicky kolísající hladina podzemní vody relativně snadno proudí z koryta řeky do okolního území nivy Dyje a nadložní vrstva těžších hlín o mocnosti většinou 1 až 3 m potom rozvádí kapilárními silami vodu do celého půdního profilu a tím i ke kořenovému systému bylin a dřevin.

Výše popsané přírodní podmínky byly narušeny vodohospodářskými úpravami koryta řeky Dyje a výstavbou ochranných hrází v letech 1971 až 1972. Znamenalo to podstatnou změnu vlhkostního režimu půd. Eliminace více méně pravidelných převážně jarních záplav tohoto území a snížení úrovně hladiny podzemní vody i její roční dynamiky měly za následek vlhkostní deficit, který se místy projevil prosycháním stromů v lesních porostech. Současně s tím zmizela také povrchová voda z řady lesních tůní i smuh.

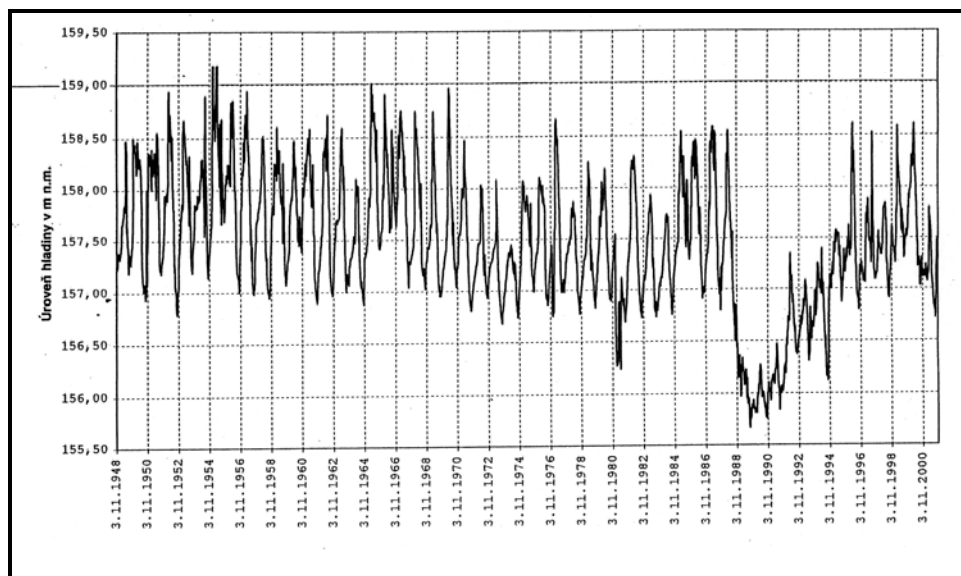
Veškeré vodohospodářské či revitalizační zásahy do průběhu vlhkostních poměrů v ekosystému lužního lesa by měly být konfrontovány či přizpůsobeny stavu, který ve sledovaném území panoval před realizací těchto opatření. Předpokládá to tedy znalost původních přírodních podmínek, což je v mnoha případech velmi náročný úkol.

Co se týče území „Kančí obora“, vycházíme při řešení vlhkostního režimu v první řadě z dostupných historických dat a to dlouhodobé řady měření úrovně hladiny podzemní vody ve vrtech na hydrogeologickém profilu situovaném kolem cesty „Lanštorská alej“, která probíhá zhruba středem zájmového území a je směřována prakticky kolmo na tok řeky Dyje. Více jak padesátiletá řada měření

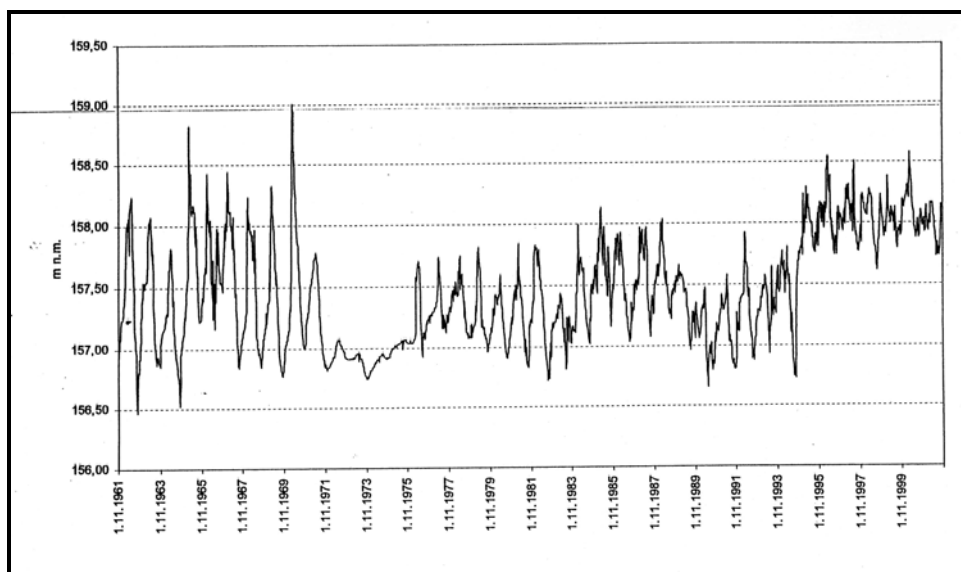
ČHMÚ – pobočka Brno je dosti spolehlivým ukazatelem původního i současného stavu úrovně hladiny podzemní vody a její dynamiky.

Značné rozdíly v průběhu týdenní úrovně podzemní vody vyjadřují obr. 1, kde je znázorněn vliv klimaticky sušší periody let 1988ž 1993 a obr. 2, kde je znázorněn vliv „přemokřené“ lokality po provedených revitalizačních opatřeních.

Obr. 1



Obr. 2



Důležitým podkladovým materiálem jsou také výsledky šetření, která probíhají a jsou publikována na pracovišti Ústavu ekologie lesa LDF MZLU v Brně. Jde o údaje získané při studiu struktury, funkce a produktivity lužního ekosystému na objektech v nivě Dyje i Moravy, kde tato měření byla zahájena v rámci mezinárodního vědeckého programu IBP od roku 1969 a v různých obměnách probíhají až do současnosti.

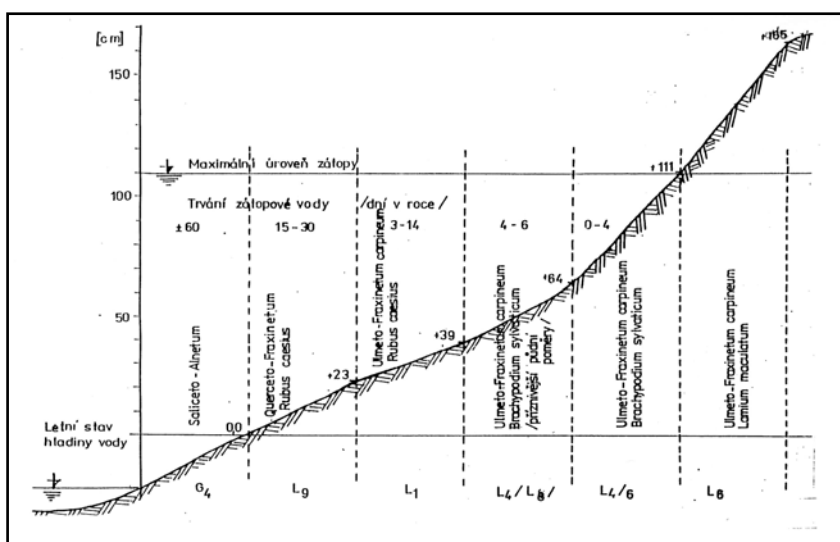
Podstatnou je při řešení optimalizace vlhkostního režimu půd ta skutečnost, že se jedná o dynamický proces střídání redukčních a oxidačních podmínek, tedy jarního přebytku půdní vody a podzimního relativního proschnutí větší či menší části půdního profilu. To vše se děje v mikoreliéfu terénu výškově pestře členitého. Tuto pestrost vlhkostních podmínek dostatečně vyjadřuje Typologická mapa 1:10000 (ÚHUL Brno).

Z výše uvedeného je patrné, že nelze stanovit pro stanovištně tak pestrý ekosystém jeden idealizovaný průběh úrovně hladiny podzemní vody v průběhu roku. Při návrhu řešení vycházíme z lesnické typologie a pro tři nejrozšířenější skupiny lesních typů byly zkonstruovány tři ideální průběhy úrovně hladiny podzemní vody v její roční dynamice (viz obr. 4, obr. 5 a obr. 6).

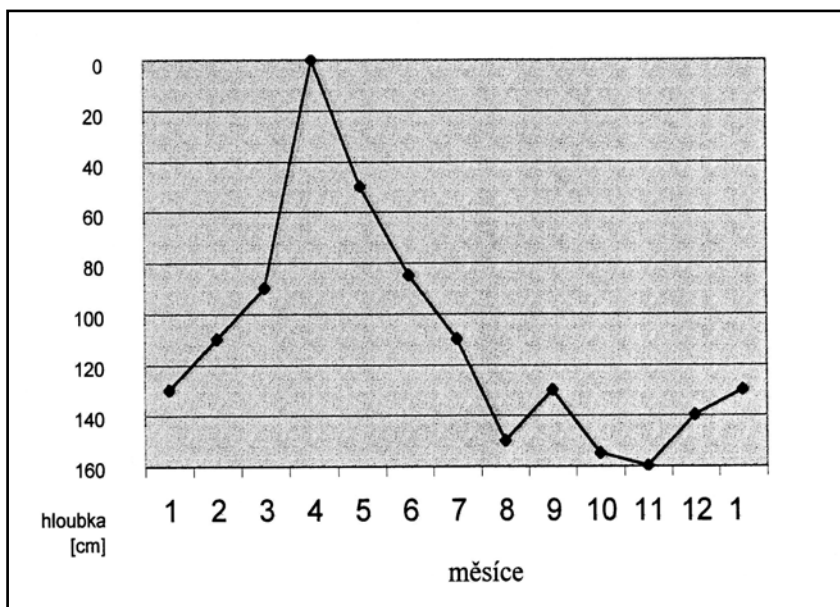
Jarní maximum se dotýká povrchu terénu, přičemž v tomto období často vystupovala voda i několik decimetrů nad terén. Dříve za nelimitovaných podmínek přicházela kalná voda při vybřežení z koryta řeky Dyje. V současné době se může jednat převážně o čistou „průsakovou“ vodu. Dobu trvání záplavy znázorňuje schématicky obr. 3.

Tyto ideální průběhy úrovně hladiny podzemní vody jsou pouze orientačním vodítkem pro kontrolu stavu vlhkostního režimu půdy. Nesmějí být tedy brány jako dogma. Přírodní podmínky (průtoky v řece Dyji, atmosférické srážky, průběh teplot vzduchu, slunečního svitu atd.) jsou v každém roce jiné a tedy reálné průběhy se mohou od těchto ideálních částečně lišit, aniž by to znamenalo nebezpečí pro lesní ekosystém.

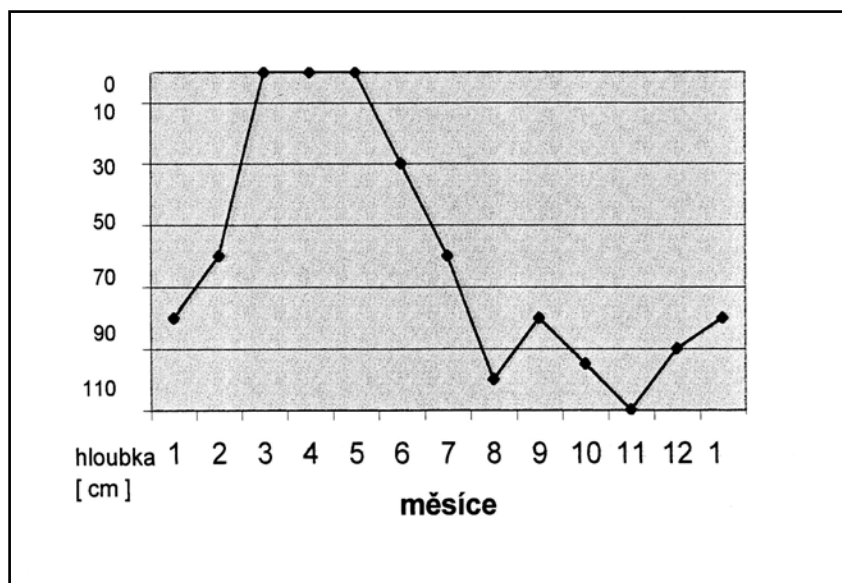
Obr. 3



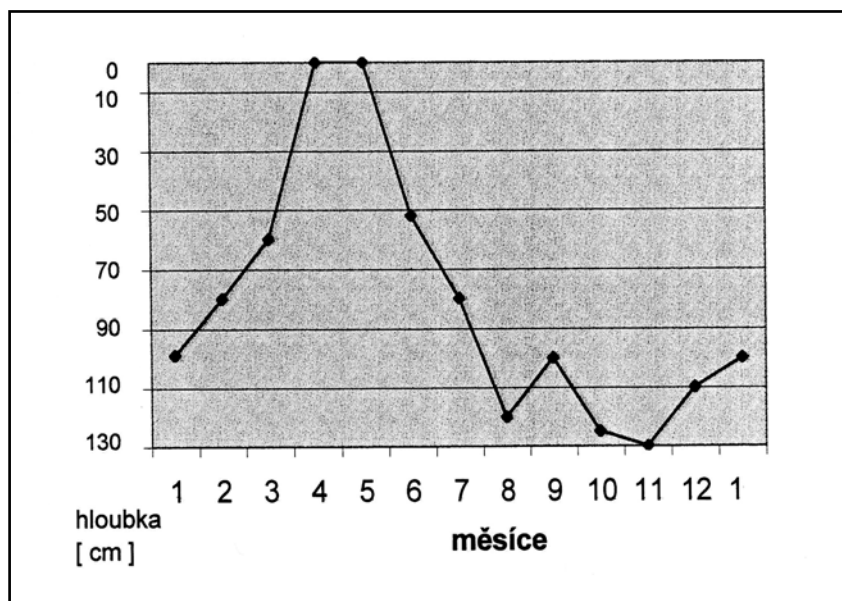
Obr. 4



Obr. 5 Dubová jasenina



Obr. 6 Vrbová olšina



Závěr

Předložený příspěvek se zabývá problematikou optimalizace vlhkostního režimu půd lužního lesa na území zvaném Kančí obora. Jde o výměru 633 ha lužních lesů a asi 150 ha zemědělských půd.

Pro zhodnocení současného stavu byly získány a použity materiály různých organizací historických i současných, a to o měření průběhu úrovně hladiny podzemní vody, o průtocích v řece Dyji, o klimatických údajích i o dalších faktorech ovlivňujících vodní režim daného území.

Ze zhodnocení výše popsaných údajů a dat vyplývá, že předmětné území prošlo dvěma výrazně odlišnými antropogenními zásahy, které do značné míry ovlivnily vlhkostní režim zdejších půd. Byla to v roce 1972 úprava toku řeky Dyje a její ohrázení, která znamenala jak likvidaci pravidelných záplav, tak snížení dynamiky úrovně hladiny podzemní vody. Po roce 1994 pak došlo v rámci realizace projektu revitalizace k postupnému „nadlepšení“ vlhkostního režimu půd.

Bylo zjištěno, a rok 2002 to potvrdil, že se dotčené území neobejde bez sledování vlhkostního režimu a bez potřebných zásahů člověka do manipulace s vodou přiváděnou do revitalizované sítě kanálů a tůní.

Důležité je zjištění, že v kanálech a tůních vybudovaného revitalizačního systému již proběhla dostatečná kolmatace dna a břehů do úrovně „provozní hladiny“. To znamená, že tato volná voda není vždy napojena na úroveň hladiny podzemní vody v nivě, která má hlavní vliv na stav nadbytku či nedostatku vody pro kořenový systém vegetace. Úroveň hladiny podzemních vod je vesměs vázána na hydraulické spojení s řekou Dyjí a na srážkovou činnost. Další dotace je možná také průsakem či přelivem vod z kanálů a tůní při stavech nad jejich „provozní hladinou“.

Většina antropicky ovlivněných území v aluviích řek se neobejde bez empiricky ověřeného manipulačního řádu, jehož účelem je optimalizace vlhkostního režimu půd pro potřeby vegetačního krytu.

Manipulační řád nelze prosazovat dogmaticky. Lesní hospodář či zemědělec musí své zásahy řídit dle stavu vegetace a ověření situace o úrovni hladiny podzemní vody. Zavodňovací systém musí sloužit potřebám daných ekosystémů.

V úvahu je třeba brát také požadavky biologů, kteří kladně hodnotí značné zvýšení biodiverzity celého lužního ekosystému po provedených revitalizačních zásazích.

Literatura

- AQUA CENTRUM Břeclav S.r.o., 2001: Manipulační řád Revitalizace Horní les.
- KLOUPAR, M., 1997: Periodické tůně na území lesní správy Horní les. Práce pro RŽP Okr. úřadu v Břeclavi.
- KLOUPAR, M., 2002: Restoration of the hydrological system of the Kančí obora floodplain forest. Hydrology of wetland "Kančí obora". Lesy České republiky, s. p., LZ Židlochovice, 7 – 14.
- KOUREL, Z., 1970: Podzemní vody údolí řeky Moravy. *Studia geographica*, 10: 1 – 221.
- MRÁZ, K., 1979: Vliv dokončených vodohospodářských úprav na lužní lesy jižní Moravy. *Lesnictví* 25: 45 – 56.
- PRAX, A., 1991: Soil moisture content in connection with topography. In: M. Penka, M. Vyskot, E. Klimo and F. Vašíček: Floodplain forest ecosystem II. Academia, Prague, pp. 335 – 354.
- PRAX, A., 1991: The hydrophysical properties of the soil and changes in them. In: PENKA, M. - VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VAŠÍČEK, F.: Floodplain forest ecosystem II. Academia, Prague, pp. 145 – 168.
- PRAX, A. - HADAŠ, P. – HYBLER, V., 1997: Zkušenosti a výsledky monitoringu vybraných parametrů vlhkostního režimu půd lužního lesa. III. sborník mezinárodní konference "Soil monitoring". ÚKZÚZ Brno, pp. 31 – 32.
- PRAX, A. – KLOUPAR, M. – HLEDÍK, J., 2003: Optimalizace vodního režimu v zavodňovacím systému revitalizované části území polesí Valtice. Závěrečná zpráva (únor 2003). LČR, s. p., LZ Židlochovice.

Posouzení kvality půdní struktury v různě rekultivovaných výsypkových zeminách

Assessment of Soil Structure Quality in Various Recultivated Waste Dumps

Marcela ROHOŠKOVÁ

Česká zemědělská univerzita v Praze, Agronomická fakulta, Katedra pedologie a geologie,
Kamýcká 957, 165 21 Praha 6, ČR, e-mail: rohoskova@af.czu.cz

Abstrakt

Půdní struktura je důležitou půdní vlastností, která přímo či nepřímo ovlivňuje ostatní fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Stabilita půdní struktury, vyjádřená zranitelností půdních agregátů, je závislá na mnoha faktorech (mj. na obsahu jílu a jeho mineralogickém složení, obsahu a kvalitě organické hmoty, aj.) Cílem této práce bylo porovnat strukturní stav antropozemí rekultivovaných výsypek vybraných lokalit Severočeských dolů, a.s. a přirozených půd a nalézt a posoudit vzájemné vztahy mezi zranitelností půdní struktury a vybranými půdními vlastnostmi (obsahem jílových částic, obsahem prachových částic, aktivní půdní reakcí – pH/H₂O, obsahem organického uhlíku – Cox, a kvalitou humusu vyjádřenou hodnotami barevného kvocientu Q_{4/6}).

Klíčová slova: kvalita půdní struktury, rekultivace, výsypka, Severočeské doly

Abstract

Soil structure is an important soil property directly or indirectly influencing other physical and chemical soil properties. Soil structure stability, expressed by soil aggregate vulnerability, is depending upon many factors (e.g. clay content and its mineralogical composition, organic matter content and quality, etc.). As the goal of this work was comparison of structural status of Anthropozems from recultivated waste dumps in selected sites of North-bohemian Mines a.s. and of natural soils, in effort to find and evaluate mutual relationships between soil structure vulnerability and selected soil properties (clay particles content, dust particles contents, active soil reaction – pH in H₂O, organic carbon content – Cox and humus quality expressed by the values of colour quotient Q_{4/6}).

Keywords: quality of soil structure, recultivation, waste dump, North-bohemian Mines

Úvod

Struktura půdy je důležitou půdní charakteristikou, která má vliv na všechny procesy, které v půdě probíhají. Stabilita půdních agregátů vypovídá o celkové stabilitě půdní struktury a přímo či nepřímo ovlivňuje ostatní fyzikální a chemické vlastnosti půdy, může tedy sloužit jako ukazatel degradace půdy (Cerda, 2000).

Uspořádání elementárních půdních částic do mikro- a makroagregátů má vliv na distribuci půdních pórů, a tak na vodní a vzdušný režim půdy. Stabilita či rozpad agregátů se pak projeví na infiltraci vody. Whitbread et al. (1998) zjistil pozitivní vztah mezi hydraulickou vodivostí půdy a tvorbou agregátů. S tím souvisí i náchylnost půdy k erozi a tvorbě půdního škraloupu. Existuje přímý vztah mezi stabilitou agregátů a náchylností půdy k erozi a tvorbě půdního škraloupu (Amezketta et al., 1996; Cerda, 2000; Le Bissonnais a Arrouays, 1997; Robinson et al., 2001; aj.). Jsou-li agregáty nestabilní, rozplavují se vlivem deště, dochází k tvorbě půdního škraloupu, čímž se půda stává nepropustnou pro

vodu a zvyšuje se její náchylnost k erozi díky zvýšenému povrchovému odtoku. Se snížením stability agregátů také dochází ke ztrátám organické hmoty z půdy. V agregátech je poutána stabilní organická hmota a je tak chráněna před rozkladem (Balesdent et al., 2000). Při destrukci agregátů, například orbou, se tato organická hmota uvolňuje a snadno podléhá procesům mineralizace (Six et al., 1998).

Stabilita agregátů je proměnlivá v čase (Yang a Wander, 1998) a je ovlivňována mnoha faktory. Jedním z nich je zastoupení jílových a prachových částic a u jílu také jeho mineralogické složení (Attou et al., 1998), přičemž jíl a prach (silt) platí za méně stabilní tmel než organická hmota (Paris et al., 1987). Důležité také je, jakými ionty jsou tvořeny vazby mezi jílovitými částicemi. Obecně, více-mocné kationty způsobují koagulaci a jednomocné kationty peptizaci jílových částic (Brady a Weil, 1999). Významnou roli ve stabilitě agregátů hraje také organická hmota, a to jak její celkový obsah, tak i její kvalita (Angers, 1998). Mikroagregáty ($< 250 \mu\text{m}$), které jsou tvořené komplexem humusových látek a jílových částic, vykazují vysokou stabilitu (Brady a Weil, 1999), kdežto makroagregáty ($> 250 \mu\text{m}$), které jsou tvořeny spíše labilní organickou hmotou (kořínky, hyfy hub, apod.) (Aoyama et al., 1999; Angers a Caron, 1998; Bearden, 2001; Six et al. 2000; atd.) vykazují nižší stabilitu. Na stabilizaci agregátů se také podílejí produkty mikrobiální činnosti. Větší agregáty ($> 1 \text{ mm}$) jsou stabilizovány produkty hub a menší agregáty ($< 500 \mu\text{m}$) jsou stabilizovány především produkty bakterií (Dinel et al., 1991). Mikrobiální produkty mají nejen tmelící účinek, ale i hydrofobizující, takže snižují smáčivost agregátů a tím jejich destrukci vodou (Brady a Weil, 1999). Dalšími faktory ovlivňujícími stabilitu agregátů jsou vegetační půdní pokryv a způsob hospodaření na půdě. Existuje mnoho prací (Balesdent et al., 2000; Cerda, 2000; Franzluebbers et al., 1999; Paré, 1999; Six et al., 1998; Withbread et al., 1998; aj.), které se zabývají vlivem hospodaření na půdě na stabilitu struktury půdy. Většina autorů se shoduje, že alternativní a bezorebné způsoby zpracování půdy vykazují stabilnější půdní strukturu.

Povrchovou těžbou uhlí v Severočeské uhelné pánvi dochází k rozsáhlé devastaci krajiny a k záborům mnohdy velmi úrodných půd. Rekultivací ploch po těžbě uhlí jsou tyto plochy navraceny do krajiny a dávají vznik novým půdám – antropozemím. Jedná se o půdy uměle vytvořené člověkem a jejich charakter je dán především vlastnostmi ukládaného materiálu a způsobem rekultivace (Němeček, 2001). Protože se nejedná o přirozené systémy, je důležité sledovat jejich vývoj a případně jej usměrňovat.

Cílem této práce bylo jednak porovnat strukturní stav antropozemí rekultivovaných výsypek a přirozených půd a posoudit je z hlediska provedené rekultivace a stáří rekultivace. Dále pak nalézt a posoudit vzájemné vztahy mezi stabilitou půdní struktury, vyjádřenou stabilitou agregátů, a vybranými půdními vlastnostmi.

Materiál a metodika

Stabilita půdní struktury (resp. agregátů) byla sledována u antropozemí rekultivovaných výsypek vybraných lokalit Severočeských dolů, a.s. Pro porovnání stability půdní struktury byly také odebrány vzorky přirozených půd z okolí lomů a výsypek.

U všech vzorků byly stanoveny základních půdní vlastností. Zrnitostní rozbor byl proveden areometrickou metodou, aktivní půdní reakce ($\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$) byla stanovena potenciometricky ve vodní suspenzi, množství organického uhlíku (Cox) bylo stanoveno modifikovanou Tjurinovou metodou a kvalita humusu byla proměřena spektrofotometricky a vyjádřena hodnotou barevného kvocientu $Q_{4/6}$ (Valla et al., 2000a).

Dále pak byla stanovena stabilita půdních agregátů dle metody, kterou navrhl Le Bissonnais (1996), při níž lze jednoznačně oddělit působení jednotlivých mechanismů působících destrukci agregátů:

- a) roztržení způsobené tlakem vzduchu uzavřeného uvnitř agregátů při prudkém ovlhčení,
- b) rozpad vlivem objemových změn při postupném ovlhčování a vysoušení,
- c) mechanické rozrušení při dopadu dešťových kapek,
- d) fyzikálně chemická disperze koloidních částic.

Vzorky agregátů o velikosti 2 – 5 mm byly podrobeny třem různým testům. Každý test simuluje účinky působení odlišného mechanismu vyvolávajícího desagregaci. První test dovoluje posoudit odolnost agregátů při náhlé zátopě vodou (působení mechanismu a)). Druhým testem je možno posoudit odolnost agregátů vůči desagregačním silám působících při postupném ovlhčování a vysoušení

(působení mechanismu b) a d)). Třetí test umožňuje posoudit odolnost agregátů vůči mechanickým vlivům působícím na soudržné síly mezi půdními částicemi (působení mechanismu c)).

Pro vyjádření stability agregátů byl použit koeficient vulnerability (K_v), který vyjadřuje, kolikrát se agregáty zmenšily vlivem působení zkoumaného destrukčního mechanismu, a vypočte se (Valla et al., 2000b):

$$K_v = \frac{x}{MWD}$$

x ... je střední vážený průměr agregátů výchozího vzorku (v tomto případě 3,5 mm)

MWD ... je střední vážený průměr agregátů po desagregaci

Výsledky a diskuse

Na celkové destrukci agregátů se největší měrou podílel mechanismus roztržení agregátů vlivem uvnitř stlačeného vzduchu (test I.). Desagregace vlivem objemových změn (test II.) a mechanického poškození (test III.) se na celkové destrukci projevila menší, avšak téměř stejnou měrou (obr. 1, tab. 1).

Tabulka 1 Výsledky t-testu pro porovnání jednotlivých testů stability agregátů (T I. – test I., T II. – test II., T III. – test III.)

Rozdíl	t -test		
	T I. – T II.	T I. – T III.	T II. – T III.
Přírozené půdy	4,74 ***	6,09 ***	1,62
Antropozemě	3,97 ***	3,18 **	1,01
Výsyp. zeminy	1,64	4,33 ***	3,33 **
Vše	3,83 ***	6,19 ***	2,34 *

* statisticky průkazný rozdíl ($\alpha < 0,05$), ** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,01$), *** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,001$).

Porovnáním stability agregátů přírozených půd a antropozemí rekultivovaných výsypek bylo zjištěno, že agregáty antropozemí jsou méně zranitelné vůči působení destrukčních mechanismů (obr. 2, tab. 2) Jedním z důvodů, proč je v tomto případě stabilita agregátů vyšší u antropozemí než u přírozených půd, může být, že veškeré vzorky přírozených půd pocházejí ze zemědělsky obhospodařovaných lokalit, ale do statistické analýzy byly zařazeny vzorky antropozemí jak z lokalit se zemědělskou, tak s lesnickou rekultivací, jejichž hodnoty K_v vykazují vyšší stabilitu agregátů. Dalším z důvodů může být, že melioračními osevními postupy v biologické fázi zemědělské rekultivace se více dbá na dodávání organické hmoty do půdy ve formě zeleného hnojení. U přírozených půd tomu tak být nemusí. Orbou se zvyšuje mineralizace organické hmoty, dochází k jejím ztrátám, což se při jejím nedostatečném dodávání zpět do půdy může projevit na stabilitě agregátů a v důsledku i na celkovém stavu půdní struktury. U orných půd je také snižena stabilizace čerstvě dodané organické hmoty (Borůvka et al., 2002). V neposlední řadě antropozemě rekultivovaných výsypek mohou obsahovat tři druhy agregátů: fosilní z půdotvorného substrátu (výsypková zemina), zděděné z překryvu humusovými horizonty přírozených půd a přírozené, nově vzniklé v současně probíhajícím půdotvorném procesu, které mohou vykazovat různou stabilitu.

Porovnáme-li stabilitu agregátů antropozemí, vyjádřenou hodnotami K_v , podle způsobu rekultivace, zjistíme, že se stabilita zvyšovala od provedené technické rekultivace přes zemědělskou až po lesnickou rekultivaci, kde je nejvyšší (obr. 3, tab. 2). Hospodaření na půdě má velký vliv na strukturu půdy. Obecně, orná půda vykazuje nižší stabilitu agregátů než půda zatravněná nebo pod lesními porosty, což dokazuje i tento případ antropozemí. U technické rekultivace nelze mluvit o půdách, ale o výsypkových zeminách - půdotvorných substrátech, jež mohou svou strukturou ovlivnit strukturu nově vznikajících půd. U vzorků z technické rekultivace v některých případech dosahoval průměrný K_v téměř hodnoty 13, což znamená, že se vzorek rozpadl na třináctkrát menší agregáty, než byly vzaty do analýzy. Výsypkové zeminy jsou skryté nadložní horniny. Tím, že se dostanou na povrch, změnou podmínek podléhají procesu zvětrávání, mění svoji strukturu, u jílových hornin dochází až k úplnému rozplavení. Tyto zeminy jsou bez organické hmoty, tudíž stabilizace organickým materiálem nebo

mikrobiálními produkty se nedá předpokládat. Jedná se tedy spíše o rozpad fosilních agregátů, které jsou tvořeny fyzikálními vazbami.

Pro porovnání stability agregátů antropozemí dle stáří rekultivace (od zahájení biologické rekultivace) byly vzorky rozděleny do tří skupin. První skupina zahrnuje vzorky z lokalit se stářím rekultivace 0 – 10 let, druhá skupina se stářím 10 – 20 let a do třetí skupiny spadají vzorky se stářím rekultivace 20 – 30 let. Byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi první a druhou skupinou vzorků, druhou a třetí skupinou vzorků, nikoliv však mezi první a třetí (tab. 2, obr. 4). Do první věkové skupiny patří plochy, které jsou na počátku biologické rekultivace. Na všech plochách byla použita nepřímá rekultivace, proto se v těchto nově vznikajících antropozemích budou především nacházet agregáty zděděné (z překryvu) či fosilní (z půdotvorného substrátu). Tyto agregáty mohou být více či méně stabilní, avšak svou stabilitu postupem času působením destruktivních mechanismů mohou ztrácet. Tato fáze by odpovídala druhé skupině antropozemí ve věku 10 – 20 let. Půdotvorným procesem vznikají nové agregáty, které v oživeném půdním profilu mohou být dále stabilizovány. Proto v další vývojové etapě antropozemí dochází opět ke zvýšení stability agregátů.

Tabulka 2 Výsledky F-testu a t-testu pro posouzení rozdílnosti souborů

Rozdíl	T-test
Přírozené půdy – antropozemě	3,77 ***
Lesnická rekultivace – zemědělská rekultivace	2,03 *
Lesnická rekultivace – technická rekultivace	6,83 ***
Zemědělská rekultivace – technická rekultivace	5,96 ***
0 – 10 let — 10 – 20 let	1,90 *
0 – 10 let — 20 – 30 let	0,08
10 – 20 let — 20 – 30 let	1,14 *

* statisticky průkazný rozdíl ($\alpha < 0,05$), ** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,01$), *** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,001$)

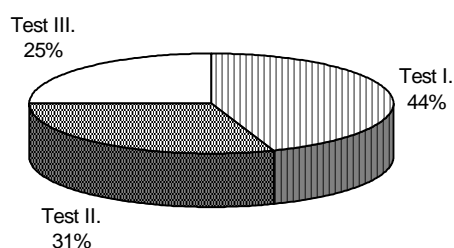
Byly zjišťovány vzájemné vztahy mezi stabilitou agregátů, vyjádřenou koeficienty vulnerability, a vybranými půdními vlastnostmi (obsah jílových částic, obsah prachových částic, aktivní půdní reakce – pH/H₂O, obsah organické hmoty – Cox a barevný kvocient humusových látek – Q_{4/6}) přírodních půd a antropozemí. Korelační analýzou byla zjištěna spíše slabá závislost mezi koeficienty vulnerability a vybranými půdními vlastnostmi, ač v některých případech statisticky významná (tab. 3). Obsah jílových částic hraje významnou roli ve stabilitě agregátů. Le Bissonnais (1996) uvádí, že obsah jílu zvyšuje stabilitu agregátů vůči roztrhání vlivem uvnitř stlačeného vzduchu a snižuje vůči rozrušení vlivem objemových změn. Obsah jílu příznivě ovlivnil stabilitu agregátů antropozemí (obr. 5, tab. 3). Tento výsledek se neshoduje s výsledky Vally et al. (2000b). Vyšší obsah jílu u přírodních půd stabilitu agregátů snižoval (obr. 5, tab. 3). Mnoho autorů (Le Bissonnais, 1996; Angers, 1998; aj.) uvádí v případě přírodních půd opačný případ, s vyšším obsahem jílu se zvyšuje stabilita agregátů. Je nutné podotknout, že záleží nejen na obsahu jílu, ale i na jeho mineralogickém složení. V případě závislosti Kv na obsahu prachových částic byla zjištěna nepřímá závislost, se zvyšujícím se obsahem prachových částic se zranitelnost agregátů snižovala v obou případech (tab. 3, obr. 6). Vliv aktivní půdní reakce na stabilitu agregátů se v obou případech projevil stejně, i když v případě antropozemí se jedná o těsnější závislosti (tab. 3). S vyšší hodnotou aktivní půdní reakce rostly hodnoty Kv, zvyšovala se tedy zranitelnost agregátů (obr. 7). K tomuto závěru dospěli i Valla et al. (2000b). Organická hmota je důležitým stabilizačním prvkem agregátů, kdy její vyšší obsah snižuje jejich zranitelnost. Tato skutečnost se projevila i v tomto případě, výrazněji však jen u přírodních půd (obr. 8). U antropozemí se vliv obsahu organické hmoty téměř neprojevil (obr. 8). Borůvka et al. (2002) uvádějí, že u půd s nízkým obsahem jílu se vyskytuje silnější vztah mezi obsahem organické hmoty a stabilitou půdní struktury. Antropozemě v tomto případě jsou většinou bohaté na jíl, čímž by mohla být vysvětlena nižší závislost jejich stability struktury na obsahu organické hmoty. Vedle obsahu organické hmoty také záleží na její kvalitě. Z korelační analýzy vyplývá, že se na stabilitě agregátů více podílela méně rozložená organická hmota, charakterizovaná vyššími hodnotami barevného kvocientu Q_{4/6} (obr. 9). Stejnou skutečnost uvádějí i Borůvka et al. (2002) a Valla et al. (2000b).

Tabulka 3 Koeficienty korelace závislostí Kv na vybraných půdních vlastnostech

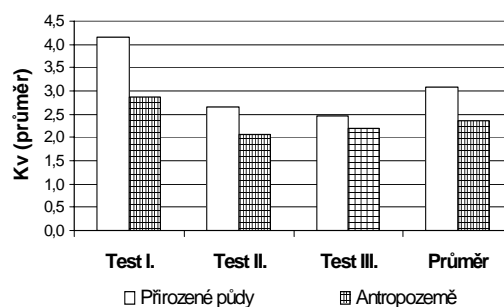
Charakteristika	Přirozené půdy			Antropozemě		
	Koeficienty korelace			Koeficienty korelace		
	Kv I.	Kv II.	Kv III.	Kv I.	Kv II.	Kv III.
< 0,001 mm	0,143	0,272	0,422 **	-0,209	-0,304 *	-0,254
0,001 – 0,01 mm	-0,253	-0,282 *	-0,160	-0,139	-0,319 *	-0,360 ***
pH/H ₂ O	0,291 *	0,315 *	0,244	0,421 ***	0,438 ***	0,114
Cox	-0,629 ***	-0,589 ***	-0,222	0,050	-0,009	-0,243
Q4/6	-0,132	-0,253	-0,296 *	-0,191	-0,240	-0,042

* statisticky průkazný rozdíl ($\alpha < 0,05$), ** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,01$), *** statisticky vysoce průkazný rozdíl ($\alpha < 0,001$)

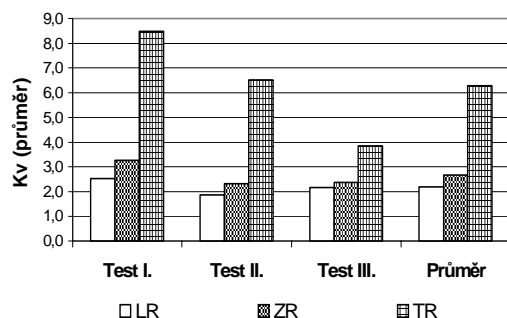
Obr. 1 Podíl jednotlivých mechanismů na celkové destrukci agregátů



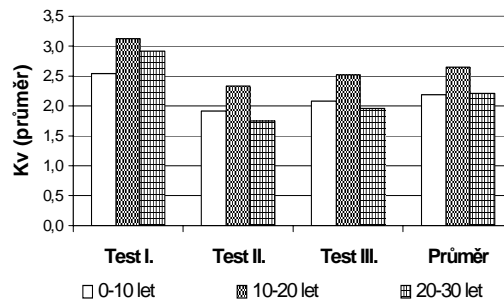
Obr. 2 Zranitelnost agregátů přirozených půd a antropozemí rekultivovaných výsypek



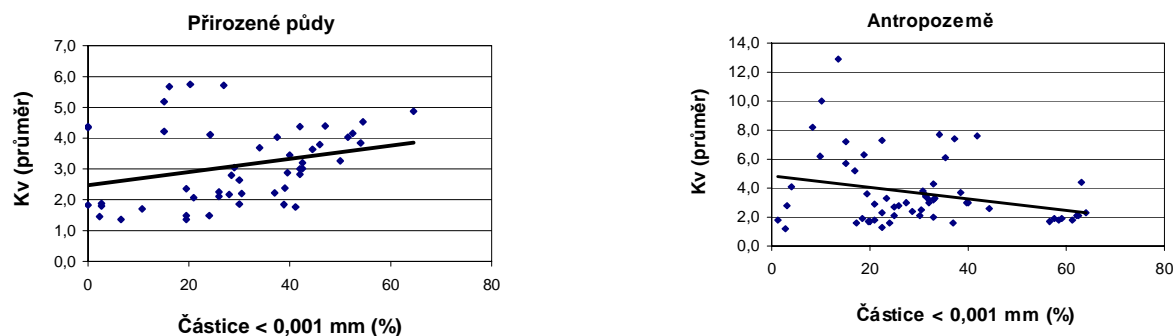
Obr. 3 Zranitelnost agregátů antropozemí dle rekultivace (LR – lesnická rekultivace, ZR – zemědělská rekultivace, TR – technická rekultivace).



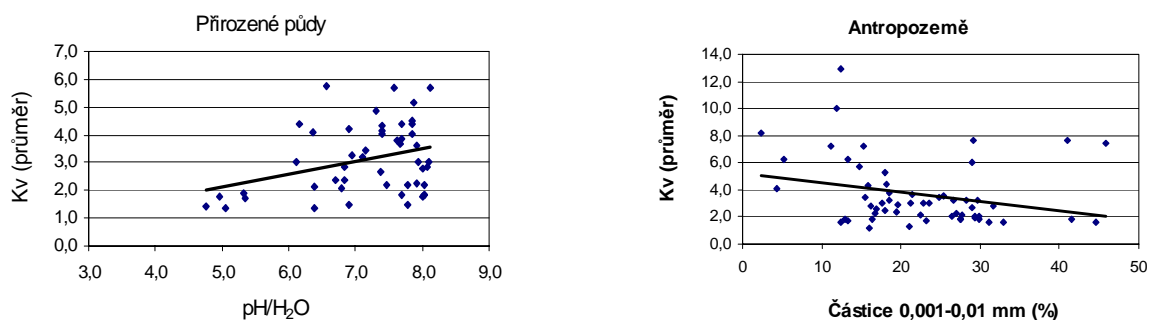
Obr. 4 Zranitelnost agregátů dle stáří způsobu rekultivace.



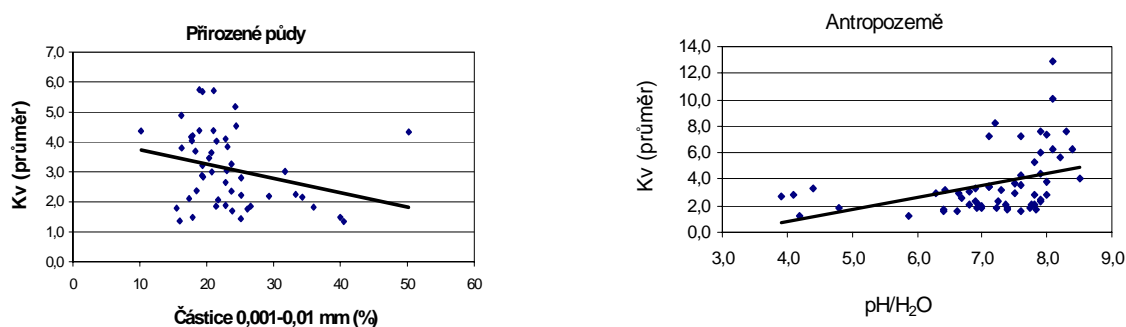
Obr. 5 Závislost zranitelnosti agregátů na obsahu jílových částic u přirozených půd a antropozemí



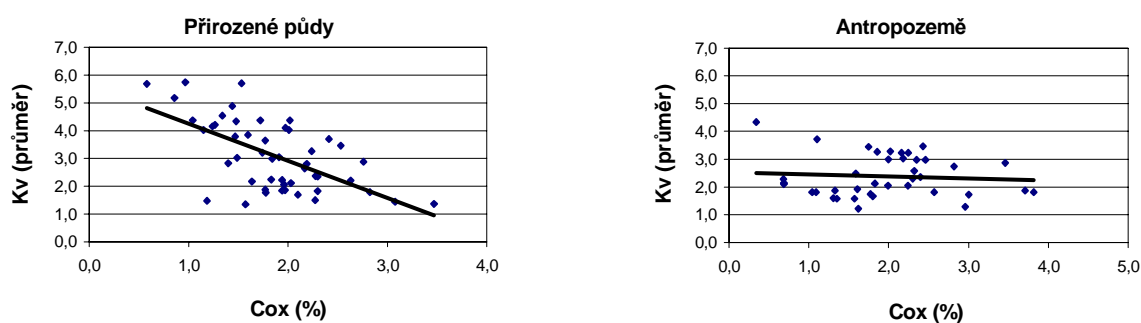
Obr. 6 Závislost zranitelnosti agregátů na obsahu prachových částic u přirozených půd a antropozemí



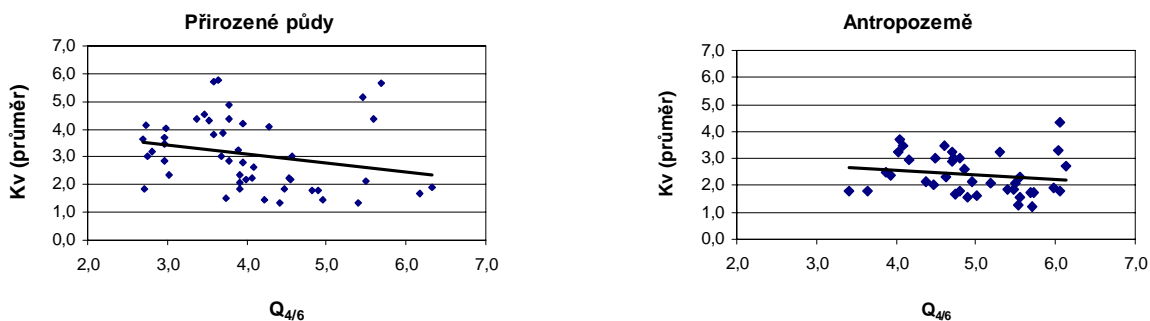
Obr. 7 Závislost zranitelnosti agregátů na aktivní půdní reakci u přirozených půd a antropozemí



Obr. 8 Závislost zranitelnosti agregátů na obsahu organické hmoty u přirozených půd a antropozemí



Obr. 9 Závislost zranitelnosti agregátů na barevném kvocientu humusových látek u přirozených půd a antropozemí



Závěr

Hodnoty koeficientů vulnerability pro jednotlivé testy dokazují, že agregáty jsou nejvíce náchylné k roztrhání vlivem uvnitř stlačeného vzduchu při prudké zátopě vodou. Jejich rozpad vlivem objemových změn a mechanického poškození se na celkové destrukci podílí menší, ne však zanedbatelnou měrou.

Porovnáním stability agregátů antropozemí rekultivovaných výsypek se stabilitou agregátů přirozených půd z bezprostředního okolí lomů a výsypek se ukázalo, že antropozemě vykazují vyšší stabilitu půdní struktury. Nejméně zranitelné agregáty obsahovaly antropozemě s provedenou lesnickou rekultivací, nejvíce zranitelné agregáty byly zjištěny po rekultivaci technické. Nejvyšší stabilita půdní struktury byla prokázána u antropozemí se stářím rekultivace 0 – 10 let a 20 – 30 let. Antropozemě se stářím 10 – 20 let vykazovaly nižší stabilitu agregátů než výše uvedené věkové skupiny.

Při zjišťování vzájemných vztahů mezi zranitelností agregátů a vybranými půdními vlastnostmi byly korelační analýzy zjištěny slabé, i když v některých případech statisticky průkazné, závislosti. Obsah nejjemnějších půdních frakcí zvyšoval stabilitu agregátů antropozemí rekultivovaných výsypek. U přirozených půd se na stabilitě agregátů příznivě projevil obsah prachových částic, obsah jílových částic měl nepříznivý vliv. Nárůst hodnot aktivní půdní reakce zvyšoval zranitelnost agregátů. S rostoucím obsahem půdní organické hmoty se stabilita agregátů zvyšovala. Na stabilitě agregátů se více uplatňovala špatně rozložená organická hmota s vyšším poměrem fulvokyselin k huminovým kyselinám, reprezentovaným vyššími hodnotami barevného kvocientu $Q_{4/6}$.

Poděkování

Chtěla bych poděkovat Doc. RNDr. Miloši Vallovi, CSc. a Doc. Dr. Ing. Luboši Borůvkovi za jejich všestrannou pomoc, rady a připomínky, které mi poskytli při zpracovávání tohoto příspěvku. Dále bych chtěla poděkovat Severočeským dolům, a.s. za poskytnuté informace a za jejich spolupráci.

Literatura

- AMEZKETA, E. - SINGER M.J. - LE BISSONNAIS, Y., 1996: Testing a new procedure for measuring water-stable aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 888 – 894.
- ATTOU, F. - BRUAND, A. - LE BISSONNAIS, Y., 1998: Effect of clay content and silt-clay fabric on stability of artificial aggregate. *European Journal of Soil Science*, 49: 569 – 577.
- ANGERS, D.A., 1998: Water-stable aggregation of Québec silty clay soils: some factors controlling its dynamics. *Soil & Tillage Research*, 47: 91 – 96.
- ANGERS, D.A. - CARON, J., 1998: Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biochemistry*, 42: 55 – 72.
- AOYAMA, M. - ANGERS, D.A. - N'DAYEGAMIYE, A., 1999: Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Canadian Journal of Soil Science*, 79: 295 – 302.
- BALESDENT, J. - CHENU, C. - BALABANE, M., 2000: Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53: 215 – 230.
- BEARDEN, N.B., 2001: Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and soil water characteristic of vertisols. *Plant and Soil*, 229: 245 – 258.
- BORŮVKA, L. - VALLA, M. - DONÁTOVÁ, H. - NĚMEČEK, K., 2002: Vulnerability of soil aggregates in relation to soil properties. *Rostlinná Výroba* 48 (8): 329 – 334.
- BRADY, C.N. - WEIL, R.R., 1999: The nature and properties of soils. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- CERDA, A., 2000: Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. *Soil & Tillage Research*, 57: 159 – 166.
- DINEL, H. - MEHUY, G.R. - LÉVESQUE, M., 1991: Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Science*, 151: 228 – 239.
- FRANZLUEBBERS, A.J. - LANGDALE, G.W. - SCHOMBERG, H.H., 1999: Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 349 – 355.
- LE BISSONNAIS, Y., 1996: Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47: 425 – 437.
- LE BISSONNAIS, Y. - ARROUAYS, D., 1997: Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48: 39 – 48.
- NĚMEČEK, J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU a VÚMOP, Praha.
- PARIS, P. - HLUŠIČKOVÁ, J. - LHOTSKÝ, J., 1987: Dílčí závěrečná zpráva za dílčí úkol VII-1-7-07 "Metody a první výsledky zjišťování mikrostrukturních změn ve zhutněných půdách. VÚMOP, Praha.

- PARÉ, T. - DINEL, H. - MOULIN, A.P. - TOWNLEY-SMITH, L., 1999: Organic matter quality and structural stability of a Black Chernozemic soil under different manure and tillage practices. *Geoderma*, 91: 311 – 326.
- ROBINSON, D.A. - PHILIPS, C.P., 2001: Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clay soils from central and southern Italy. *Soil & Tillage Research*, 60: 1 – 9.
- SIX, J. - ELLIOTT, E.T. - PAUSTIAN, K. - DORAN, J.W., 1998: Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62(5): 1 367 – 1 377.
- SIX, J. - PAUSTIAN, K. - ELLIOTT, E.T. - COMBRINK, C., 2000: Soil structure and organic matter: Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2): 681 – 689.
- VALLA, M. - KOZÁK, J. - NĚMEČEK, J. - MATULA, S. - BORŮVKA, L. - DRÁBEK, O., 2000a): *Pedologické praktikum*. ČZU, AF, Praha.
- VALLA, M. - KOZÁK, J. - ONDRÁČEK, V., 2000b): Vulnerability of aggregates separated from selected anthrosols developed on reclaimed dumpsites. *Rostlinná Výroba*, 46: 563 – 568.
- WHITBREAD, A.M. - LEFROY, R.D.B. - BLAIR, G.J., 1998: A survey of the impact on soil physical and chemical properties in north-western New South Wales. *Australian Journal of Soil Research*, 36: 669 – 681.
- YANG, X.-M. - WANDER, M.M., 1998: Temporal changes in dry aggregate size and stability: tillage and crop effects on a silty loam Mollisol in Illinois. *Soil & Tillage Research*, 49: 173 – 183.

Návrh systému limitních hodnot obsahů rizikových látek v půdách v ČR

A Proposal of Risk Element Limit Contents System in Soils of Czech Republic

**Milan SÁŇKA¹⁾, Jan NĚMEČEK²⁾, Eliška PODLEŠÁKOVÁ³⁾, S. BENEŠ⁴⁾,
Radim VÁCHA³⁾, I. HAUPTMAN⁵⁾**

¹⁾ *Centrum pro životní prostředí a hodnocení krajiny, EKOTOXA s.r.o. Opava, Horní nám. 2,*

²⁾ *Česká zemědělská universita, Katedra pedologie a geologie, 165 21 Praha 6,*

³⁾ *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, Žabovřeská 250, 156 27 Praha,*

⁴⁾ *Český ekologický ústav, Vršovická 65, 100 10, Praha 10,*

⁵⁾ *Ministerstvo životního prostředí ČR, Vršovická 65, 100 10, Praha 10*

Abstrakt

Příspěvek popisuje typy limitních hodnot obsahů rizikových látek v půdě, přístupy k jejich stanovení a možnosti a podmínky jejich využití při aplikaci do legislativy. Uvedeny jsou konkrétní hodnoty prvního stupně limitních hodnot (preventivní limity) pro rizikové prvky i organické rizikové látky a hodnoty druhého stupně limitních hodnot (indikační limity) pro rizikové prvky. Indikační limity jsou zpracovány prozatím pouze pro expoziční cestu půda – rostlina – člověk.

Klíčová slova: rizikové látky, půda, preventivní limitní hodnoty, indikační limitní hodnoty, asanační limitní hodnoty

Abstract

In the paper there are described types of risk elements limit values in soil, approaches to their measurement and also possibilities and conditions for their application use in legislation. There are mentioned concrete values of first-level limit values (prevention limits) for risk elements and organic risk elements, as well as second-level limit values (indication limits) for risk elements. Indication limits are today elaborated only for exposition way soil – plant – human.

Keywords: risk elements, soil, limit values, prevention limits, indication limits, sanitary limits

Úvod

Smyslem legislativního procesu stanovování limitních hodnot obsahů rizikových látek v půdě je zabezpečit ochranu zdraví lidí, živočichů a celých ekosystémů před negativním působením těchto látek. Systém limitních hodnot obsahů rizikových látek v půdě je součástí legislativy v oblasti ochrany půdy téměř všech vyspělých zemí. Přístupy ke stanovení limitů jsou však rozdílné podle toho, co je prioritním směrem ochrany a jaká metoda byla zvolena k odvození.

V Evropě převládá jako moderní přístup stanovení diferencovaných limitů s ohledem na receptor. V návaznosti na receptor jsou pak limitní hodnoty definovány v úrovních preventivní, indikační a asanační (tabulka 1).

Členění v tabulce 1 je schématické, pro uvedené receptory mohou být stanoveny limitní hodnoty i v jiné úrovni než je uvedeno. U úrovně limitů preventivních se nejčastěji vychází ze statisticky zjištěných požadových hodnot obsahů látek vyskytujících se v půdě, indikační a asanační úroveň by

měla být odvozena na základě účinků (effect based, používány úrovně NOAEL, LOAEL) nebo na základě vazby na limitní hodnoty ve vodě, krmivech nebo potravinách při odhadovaných přestupech z půdy. V dalším stupni diferenciaci jsou pak uplatňovány různé analytické metody, způsoby využití území a fyzikální a chemické vlastnosti půdy.

receptor	úroveň limitu
mikroorganismy, půdní ekosystém celkově	preventivní
ochrana před vstupy látek	
rostlina jako krmivo a potraviny (potravní řetězce – zootoxické účinky látek)	indikační
rostlina z hlediska kvantity produkce (fytotoxické účinky látek)	
podzemní vody	
člověk z hlediska přímého vstupu látek do organismu (dermální kontakt, inhalace)	asanační
ekosystém jako celek při riziku vážného narušení funkcí	

Přístup americký (US EPA) je založen více na hodnocení účinků. Pro každou látku a stanovený expoziční scénář jsou stanoveny tzv. soil screening levels (SSLs) s nimiž jsou pak porovnávány skutečně zjištěné hodnoty obsahů v půdě na zkoumané ploše a skutečný expoziční scénář. Vše je vztaženo pouze k hodnocení zdravotních rizik. Tento způsob hodnocení je již jakýmsi předstupněm EIA. Je zřejmě efektivnější, avšak náročnější než přístup evropský. Kromě toho má EPA k dispozici samostatné asanační hodnoty.

Metodika

V rámci nově připravovaného zákona o ochraně půdy, který by měl nahradit současně platný zákon o ochraně zemědělského půdního fondu se předpokládá zpracování navazující vyhlášky, která by stanovovala preventivní, indikační a asanační limitní hodnoty obsahů rizikových látek v půdách. Nyní jsou, jako výstupy samostatných projektů připraveny úrovně preventivní a indikační.

Preventivní limitní hodnoty byly zpracovány pro celý rozsah běžně hodnocených rizikových prvků a organických rizikových látek. Hodnoty byly stanoveny na základě statistického zpracování rozsáhlých databází ÚKZÚZ, VÚMOP, ČEÚ a AOPK. Jsou definovány jako horní mez variability přírodního a difúzně-antropogenního pozadí potenciálně rizikových stopových prvků a persistentních organických polutantů. Vymezují obsahy pod jejichž úrovní nedochází vlivem rizikových prvků a rizikových látek k poškozování funkcí půdy. Překročení těchto hodnot ještě neznamena konkrétní riziko, ale může být narušeno plnění některých funkcí půd.

Preventivní hodnoty jsou stanoveny jako obsah v extraktu lučavkou královskou a jsou vztaženy k humusovému nebo povrchovému horizontu půd s výjimkou půd určených k plnění funkcí lesů.

Tyto limitní hodnoty byly již v legislativě ČR použity jako kritérium vlastností půdy, rozhodné pro možnost aplikace kalů ČOV. (Vyhláška č. 382/2001 Sb. o použití upravených kalů ČOV na zemědělskou půdu).

Indikační limitní hodnoty byly zpracovány pouze vzhledem k receptoru rostlina – člověk (potravní řetězce, fyto toxické účinky) a pouze pro základní rozsah rizikových prvků, tedy látek, u kterých byla prokázána závislost obsahu v rostlině na obsahu v půdě (u POPs dostatečně neprokázáno). Na rozdíl od preventivních hodnot, které jsou odvozeny především statisticky, indikační hodnoty jsou odvozeny metodou hodnocení účinků (effect based) s referenčními hodnotami danými krmivářskou a potravinářskou legislativou. Jsou tedy stanoveny za účelem ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Indikují možnost dosažení obsahu rizikového prvku v užité biomase rostlin transferem z půdy v takové úrovni, že nejsou splněny chemické požadavky na zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, resp. že může dojít ke snížení výnosů. Zdravotní nezávadnost potravin je posuzována podle limitních hodnot vyhlášky č. 53/2002 Sb., krmiv podle limitních hodnot vyhlášky č. 452/2000 Sb.

Indikační hodnoty jsou stanoveny jako obsah v extraktu lučavkou královskou a ve výluhu 1M dusičnanem amonným a jsou vztaženy k orničnímu nebo humusovému horizontu zemědělských půd. Ke kombinaci uvedených analytických postupů bylo přistoupeno na základě srovnávacích analýz zahranič-

ních metodik a předpisů a výsledků VÚMOP. Vlastní návrh limitů byl sestaven především z výsledků nádobových vegetačních pokusů VÚMOP, které byly ověřovány na výsledcích bazálního monitoringu půd ÚKZÚZ a na výsledcích vegetačních zkoušek ministerstva pro životní prostředí SRN.

Asanační limitní hodnoty Charakterizují takovou úroveň obsahů rizikových prvků a/nebo rizikových látek v půdě, při které hrozí bezprostřední nebezpečí vzniku nepříznivých účinků na rostliny, živočichy a člověka, případně další složky ekosystémů. Pro vznik tohoto nebezpečí u člověka jsou posuzovány všechny expoziční cesty. Tyto hodnoty jsou vztaženy ke všem způsobům využití půd. Tato úroveň limitních hodnot dosud nebyla rozpracována. V závislosti na vývoji a přípravách legislativních prací je možné, že součástí nové vyhlášky budou pouze první dvě úrovně.

Návrh limitů

Tabulka 1 Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě (obsah v extraktu lučavkou královskou, Hg celkový obsah)

kategorie půd	preventivní hodnota (mg.kg ⁻¹ suš.)												
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Tl
Běžné půdy ¹⁾	20	2.0	0.5	30	90	60	0,3	1 200	50	60	130	120	0.5
Lehké půdy ¹⁾	15	1.5	0.4	20	55	45	0,3	1 000	45	55	120	105	0.5

¹⁾ definováno v přílohách návrhu vyhlášky

Za překročení indikačních hodnot se považuje:

- překročení indikační hodnoty obsahu prvku v půdě stanovené samostatně extrakcí lučavkou,
- překročení indikační hodnoty obsahu prvku v půdě stanovené samostatně ve výluhu dusičnanem amonným,
- překročení obou indikačních hodnot obsahu v prvku v půdě stanovených souběžně extrakcí lučavkou královskou i výluhem dusičnanem amonným.

Součástí navrhovaného předpisu je výčet opatření, která je nutno provést při překročení dané úrovně limitních hodnot, postupy při odběru vzorků a principy analytických metod.

Tabulka 2 Preventivní hodnoty obsahů rizikových látek

Látka	preventivní hodnota ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ v suš.)
Monocyklické aromatické uhlovodíky	
Benzen	30
Toluen	30
Xylen	30
Styren	50
Ethylbenzen	40
Polycyklické aromatické uhlovodíky	
Fluoranthren	300
Pyren	200
Fenanthren	150
Benzo(b)fluoranthren	100
Benzo(a)anthracen	100
Anthracen	50
Indeno(cd)pyren	100
Benzo(a)pyren	100
Benzo(k)fluoranthren	50
Benzo(ghi)perylene	50
Chrysen	100
Naftalen	50
Σ PAU	1000
Chlorované uhlovodíky	
PCB Σ 7 kongenerů ¹⁾	20
HCB	20
DDT	15 (\rightarrow 30) ²⁾
DDE	10 (\rightarrow 25) ²⁾
DDD	10 (\rightarrow 20) ²⁾
HCH ($\Sigma \alpha+\beta+\gamma$)	10
Nepolární uhlovodíky	
Nepolární látky (mg.kg^{-1})	100

¹⁾ 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180²⁾ předpokládá se úprava

Tabulka 3 Indikační hodnoty obsahů rizikových prvků v půdě (mg.kg⁻¹ suš.)

prvek	půdní druh	pH ²⁾	indikační hodnota	
			extrakce lučavkou	výluh NH ₄ NO ₃
			obsah v mg.kg ⁻¹	
Cd		< 4,0	0,7	–
		4,0 – 5,0	1,1	–
		5,0 – 6,5	1,5	–
	běžné půdy ¹⁾	> 6,5	2,0	0,1
	lehké půdy ¹⁾	> 6,5	2,0	0,04
Pb		–	300	–
		–	–	1,5
		–	70	0,2
Zn		–	400	–
		–	–	20 ?
		–	160	2,0 ?
As		–	700 ?	–
		–	–	1,0
		–	200	0,2
Ni		< 5,0	90	–
		5,0 – 6,5	150	–
		> 6,5	200	–
		–	–	1,0
Cu		< 5,0	150	–
		5,0 – 6,5	200	–
		> 6,5	300	–
		–	–	1,0
Tl		–	10	–
		–	–	0,2
		–	3	0,1
Cr		–	300	–
Hg			1,5 ³⁾	

¹⁾ definováno v přílohách návrhu vyhlášky²⁾ CaCl₂³⁾ celkový obsah^{?)} možná úprava

Vegetační úpravy na extrémních stanovištích po těžbě štěrkopísku s využitím hydroabsorbentů

Vegetation Treatments on Extreme Sites after Sand-gravel Exploitation Using Hydrosorbents

Bořivoj ŠARAPATKA¹⁾ - Libor RAK²⁾

¹⁾Katedra ekologie a životního prostředí, Univerzita Palackého v Olomouci

²⁾Odbor životního prostředí, Magistrát – Hradec Králové

Abstrakt

Limitujícím faktorem v řadě oblastí je voda. S tímto problémem se můžeme setkat například i na stanovištích po těžbě písků a štěrkopísků, kde půdy, které jsou určeny k rekultivaci, mají nedostatek vody, organických látek a živin. Na řadě pracovišť byla v minulosti řešena problematika použití umělých produktů, které by převzaly roli kompostu a jílu a zlepšily půdní vlastnosti při vegetačních úpravách těchto stanovišť. Tyto hydroabsorbční polymery jsou buď látky přírodní nebo syntetické a jsou významné pro svou schopnost poutat ve struktuře vodu. Cílem našeho výzkumu je detailněji objasnit vliv použití hydroabsorbentů na biologické a biochemické charakteristiky půd. Po zhodnocení prvních výsledků je zřejmý kladný vliv hydrogelů na půdní vlastnosti a procesy v extrémních písčitých půdách i na produkci rostlin (nadzemní i podzemní biomasa).

Klíčová slova: vegetační úpravy, hydrosorbenty, těžba štěrkopísků, zlepšení půdních vlastností

Abstract

Limiting factor in many regions is water. This problem can be met e.g. also at the sites after gravel and sand exploitation, where soils selected for recultivation have lack of water, organic matter and nutrients. On many working places there were solved problems of artificial products use which would take the roles of compost and clay and they could improve soil properties by vegetation treatments of the sites. The hydroabsorption polymers are either natural substances or synthetic ones, and are important for their capacity to bound water in their structures. Our objective is to explain in detail an influence of hydrosorbent use effect on biological and biochemical soil characteristics. After first results assessment is obvious positive effect of hydrogels on soil properties and processes in extreme sandy soils and on plant production (overground and underground biomass).

Keywords: vegetation treatments, hydrosorbents, sand-gravel exploitation, soil properties improvement

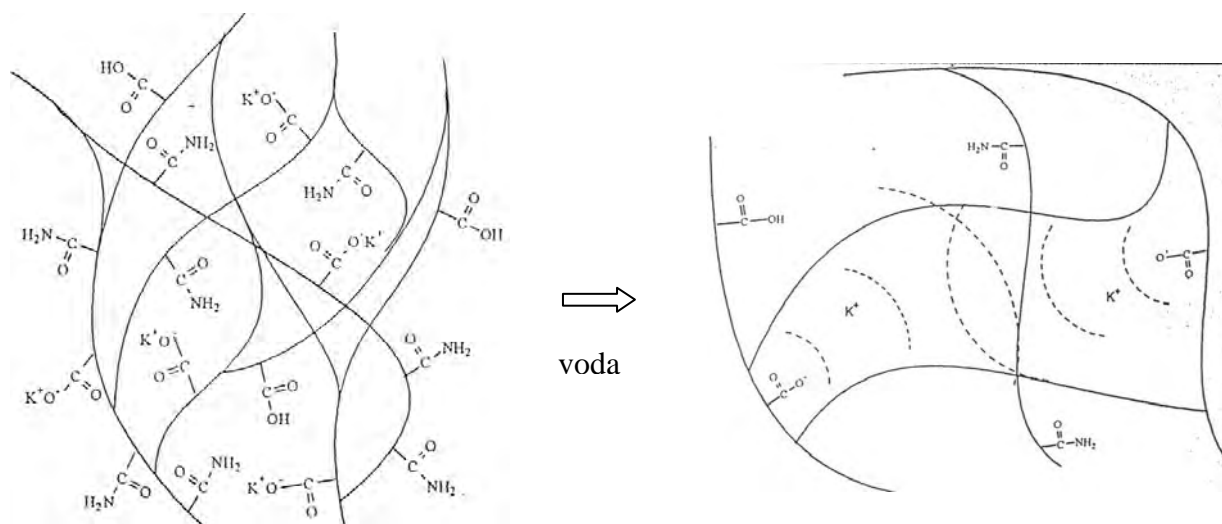
Úvod

Limitujícím faktorem v řadě oblastí je voda. V posledních letech se hodně hovoří o desertifikaci jako o procesu, který mění produktivní půdu na neproduktivní, často jako výsledek špatného managementu. Vyskytuje se hlavně od semiaridních oblastí s ročními srážkami pod 600 mm až po hranice pouští. Podle údajů UNEP je 60 % zemědělské půdy v nehumidních oblastech světa ovlivněno desertifikací. Tyto problémy se netýkají pouze těchto ve světě rozsáhlých území, ale u nás se s nimi můžeme setkat například na stanovištích po těžbě písků a štěrkopísků, kde půdy, které jsou určeny k rekultivaci, mají nedostatek vody, organických látek a živin. Na řadě pracovišť byla v minulosti řešena problematika

použití umělých produktů, které by převzaly roli kompostu a jílu a zlepšily půdní vlastnosti při vegetačních úpravách těchto stanovišť. Pro tyto produkty byl zvolen termín půdní kondicionery.

Snad první syntetický půdní kondicionér byl zkoušen v padesátých letech minulého století. V šedesátých letech začaly být v zemědělství zkoušeny polyakrylamidy a polymetakryláty. U těchto látek byly však problémy s fytotoxicitou zbytkového monomeru akrylamidu. V osmdesátých letech začala být používána nová generace hydroabsorbčních polymerů a kopolymerů na bázi propenamidu a propenamid-propeonátu.

Hydroabsorbční polymery jsou buď látky přírodní (odvozené od škrobů) nebo syntetické (deriváty zpracování ropy), které jsou významné pro svou schopnost poutat ve své struktuře vodu.



Hydroabsorbční polymer – TerraCottem

V naší práci jsme použili produkt TerraCottem (výrobek společnosti založené Gentskou univerzitou a firmou TerraCottem N.V.), který je směsí 23 složek ze čtyř různých skupin (hydroabsorbční polymery, hnojiva, růstové stimulanty, nosný materiál), které synergickým způsobem napomáhají růstu rostlin.

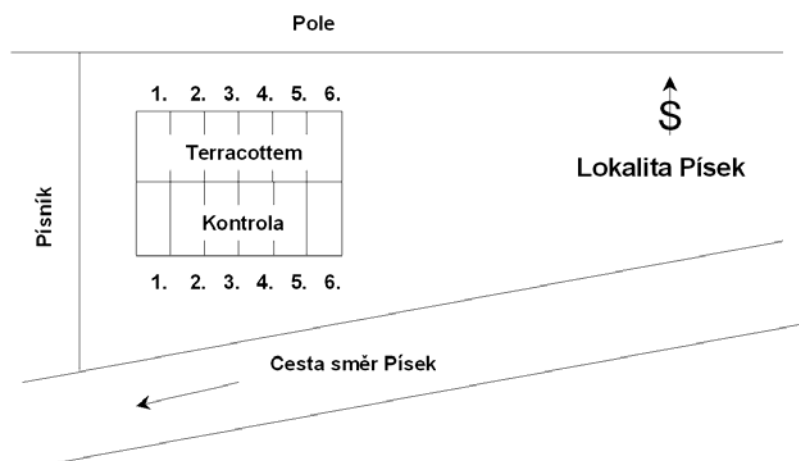
Hydroabsorbční polymery (směs zesíťovaných kopolymerů propenamid – propenoátu) po kontaktu s vodou absorbují rychle vodní molekuly a vytvářejí gelovitou, nerozpustnou substanci. Jsou schopny poutat až dvěstěnásobné množství vody a v podmínkách sucha hydrogel napomáhá zpomalit proces vysychání kořenů a umožňuje rostlině přežít. Kationtová výměnná kapacita hydroabsorbčních polymerů je vysoká a tak přispívají k výživě rostlin na extrémních stanovištích. Minerální hnojiva TerraCottemu zabezpečují postupný přísun základních živin i mikroprvků v průběhu roku, organická hnojiva v přípravku navíc mohou stimulovat mikrobiologickou aktivitu v půdě. Obsažené růstové stimulanty hrají důležitou roli zejména v počáteční fázi růstu rostlin.

Publikované přednosti TerraCottemu:

- upravují půdní strukturu,
- zlepšují růst rostlin,
- redukuje jak objem, tak i frekvenci potřeby závlahy,
- zvyšují efektivní využití hnojiv,
- umožňují růst rostlin na degradovaných půdách,
- zvyšují schopnost rostlin přežít období stresu, vyvolané suchem nebo přesazením.

Materiál a metody

Cílem našeho výzkumu je detailněji objasnit vliv použití hydroabsorbentů na půdně biologické a biochemické charakteristiky půd. Výzkum je prováděn v katastrálním území Písek (okres Hradec Králové), kde byl na upravované ploše po těžbě štěrkopísku založen maloparcelkový pokus s jetelotrávou ve variantách s použitím hydroabsorbentu a s kontrolou spočívající v běžném založení porostu bez hydroabsorbentu.



Výsledky

Po více než dvouletém sledování maloparcelkového pokusu máme k dispozici první výsledky týkající se jak půdních vlastností tak produkce rostlin na stanovištích s použitím hydroabsorbentgelu a bez něj. V půdním prostředí jsou k dispozici výsledky vlivu použití hydroabsorbentů na půdní respiraci, rozklad modelové celulózy v půdě a aktivitu vybraných půdních enzymů z koloběhu dusíku a fosforu. Z následujících obrázků je zřejmý efekt aplikace TerraCotemu na půdní respiraci a aktivitu kyselých fosfatázy.

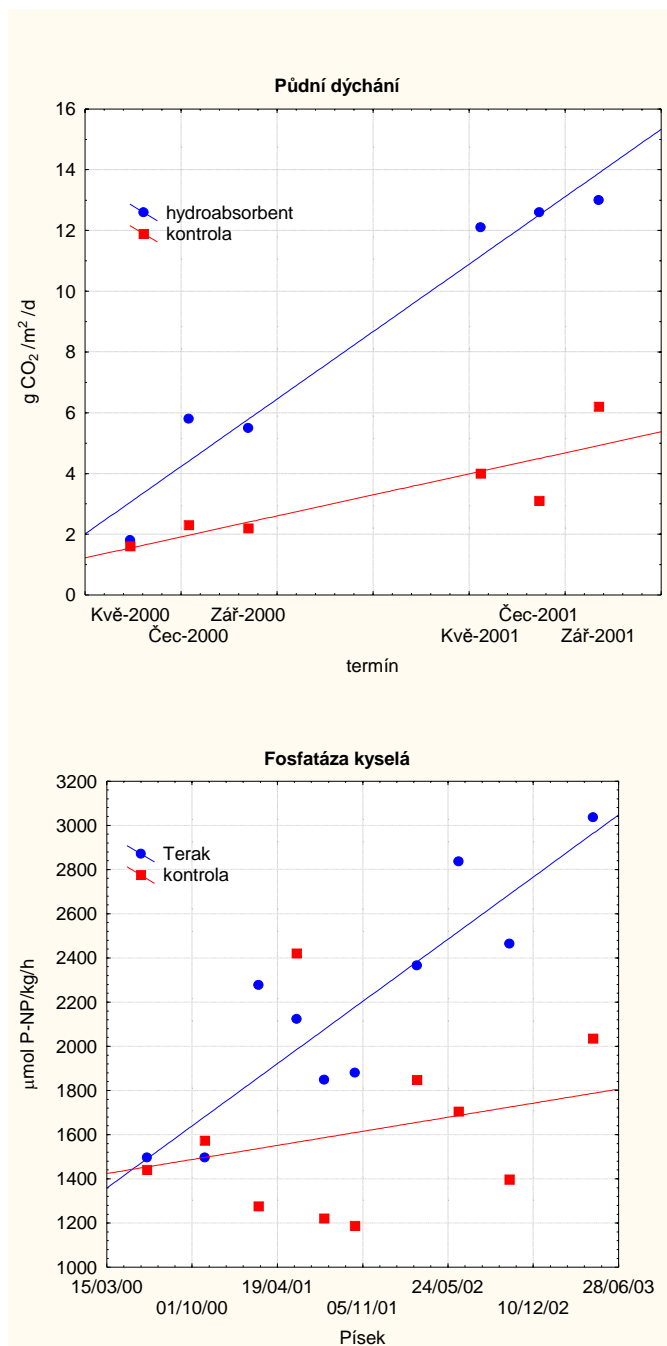
U uvedených charakteristik byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi variantami použitím t-testu a Wilcoxonova párového testu. U dalších charakteristik – rozklad modelové celulózy, aktivita dehydrogenázy, proteázy, ureázy a nitrátreduktázy byly zaznamenány rozdíly, statisticky významný rozdíl však zatím zjištěn nebyl.

Závěr

Po zhodnocení prvních výsledků je zřejmý kladný vliv hydrogelů na půdní vlastnosti a procesy v extrémních písčitých půdách i na produkci rostlin (nadzemní i podzemní biomasa), která není předmětem této publikace. Uplatnění těchto látek spatřujeme při rekultivačních akcích na extrémních stanovištích s aplikací hydroabsorbentů k vysazovaným rostlinám. Uplatnění v širší zemědělské praxi bude vyžadovat studium nejen efektů na produkci plodin a na kvalitu půdy, ale i ekonomických aspektů.

Literatura

Literatura týkající se hydroabsorbentů a jejich vlivů na půdní vlastnosti a růst rostlin je u autorů.



Aplikácia pedotransferových funkcií pri simulácii procesov prebiehajúcich v nenasýtenej zóne pôdy

The pedotransfer Functions Application by Simulation of Processes in Unsaturated Soil

Jana SKALOVÁ

Katedra vodného hospodárstva krajiny, Stavebná fakulta STU v Bratislave, Radlinského 11, 813 68 Bratislava, SR, e-mail: skalova@svf.stuba.sk

Abstrakt

Procesy v nenasýtenej zóne pôdy vplývajú na vodný režim v pôde a na produkciu plodín. Je preto dôležité poznať charakteristiku vodného režimu v pôde počas vegetačnej doby rastlín. Pre tieto účely sa veľmi často používajú simulačné modely a vodná retenčná krivka patrí k najdôležitejším vstupom. Experimentálne meranie vodnej retenčnej krivky je náročné, zdĺhavé a nákladné. Preto sú postačujúce celkové odhady založené na údajoch ako je pôdna textúra. Zrejmé vzťahy medzi vodnými retenčnými krivkami a pôdnou textúrou viedli k formulovaniu pedotransferových funkcií, ktoré boli použité pre výpočet vodnej retenčnej krivky pre simulačný model GLOBAL. Hlavným ťažiskom úlohy bolo prezentovať rozdielnosti medzi charakteristikami pôdno-vodného režimu na základe nameranej vodnej retenčnej krivky a vodnej retenčnej krivky vypočítanej podľa pedotransferových funkcií na príklade regiónu Záhorskej nížiny. Boli prezentované zásoby pôdnej vody pre obidva simulačné prípady: pre priamo nameranú vodnú retenčnú krivku a pre vodnú retenčnú krivku vypočítanú podľa pedotransferových funkcií. Môžeme vidieť zásobu pôdnej vody v pôdných vrstvách 0 – 50 cm, 0 – 100 cm a 0 – 150 cm na obrázkoch 3, 4 a 5. Boli zistené rozdielnosti od -8 do 12 %. Hodnotené charakteristiky úzko korešpondujú a preto vodné retenčné krivky vypočítané podľa pedotransferových funkcií môžu byť použité pre simuláciu procesov v nenasýtenej pôde.

Kľúčové slová: nenasýtená zóna pôdy, pôdno-vodný režim, vodná retenčná krivka, pedotransferové funkcie, zásoba vody

Abstact

The processes in unsaturated soil zone influence on the soil-water regime and on the crop production. For all that it is important to know characteristics of soil-water regime during vegetation period of plants. The simulation models are very often used for this purpose and water retention curve belongs to the most significant input. The experimental measurement of the water retention curve is laborious, times consuming and costly. Therefore, general estimates based on more readily available information such as soil texture, are sufficient. The apparent relationships between the water retention curves and soil textures has led to the formulation of pedotrasfer functions, which were used to the calculation of the water retention curve for the simulation model GLOBAL. The main point of this task was to present the differences between characteristics of the soil-water regime estimated by measured water retention curve and by the water retention curve calculated by pedotransfer functions on the example of Záhorská nížina region. There were presented the soil-water storages for both simulated case: for the directly measured water retention curve and for the water retention curve calculated by pedotransfer functions. We can see the soil-water storage in the soil layers 0 – 50 cm, 0 – 100 cm and 0 – 150 cm at the fig. 3, fig. 4 and fig. 5. There were found differences from – 8 % to 12 %. The evaluated characteristics are in a close agreement and therefore the water retention curves calculated by pedotrasfer functions can be used for the simulation of the processes in unsaturated soil.

Keywords: unsaturated soil zone, soil-water regime, water retention curve, pedotransfer functions, water storage

Úvod

Transportné procesy prebiehajúce v nenasýtenej zóne pôdy sú podstatou zmien režimu vody v pôde a významnou mierou ovplyvňujú produkčnú schopnosť pôdy. V pôde sa nachádza koreňový systém rastlín, pomocou ktorého odoberajú z pôdy látky potrebné pre svoj rast – vodu a minerálne látky. Pôda a voda v pôde je nevyhnutnou zložkou systému pôda-rastlina-atmosféra, pričom túto zložku možno účinne ovplyvňovať. Melioračnými opatreniami možno upravovať vlastnosti pôdy, režim vody a minerálnych látok v pôde odvodnením, závlahou a hnojením, a preto je veľmi dôležité poznať priebeh charakteristík vodného režimu pôdy (VRP). Dôležitou charakteristikou VRP je zásoba vody v nenasýtenej (koreňovej) zóne pôdy, ktorá je významná najmä z pohľadu zásobovania rastlín vodou (Šútor, 1999). V tejto súvislosti vystupujú do popredia tzv. kritické vlhkosti pôdy, pri ktorých je už spomalený pohyb vody v pôde a rastliny nie sú dostatočne zásobované vodou, a to je vlhkosť pri bode zníženej dostupnosti a vlhkosť pri bode vädnutia.

Na simuláciu procesov prebiehajúcich v nenasýtenej zóne pôdy ako aj na zistenie charakteristík vodného režimu nenasýtenej oblasti pôdy sa v súčasnosti najčastejšie používa matematické modelovanie (Štekauerová, 1999). Existuje množstvo modelov, ktoré aproximujú procesy prebiehajúce v systéme pôda – rastlina – atmosféra. Rozdiely vo výstupoch z matematických modelov závisia jednak od rôznych prístupov k samotnému riešeniu problému a tiež od odlišného zadefinovania vstupných údajov, počiatočných a okrajových podmienok. Nevyhnutnými vstupmi do týchto modelov sú údaje popisujúce vlastnosti pôdy, medzi ktoré patrí aj vlhkosťná retenčná krivka – t.j. vzťah medzi vlhkosťným potenciálom a vlhkosťou pôdy $h_w=f(\Theta)$ v rovnovážnom stave. Meranie priebehu vlhkosťnej retenčnej krivky (VRK) je veľmi náročné ako na experimentálne zariadenie tak aj na čas. Preto sa začala pozornosť zameriavať na nepriame určenie priebehu VRK z jednoduchšie merateľných pôdných charakteristík, ako je zrnitosťné zloženie pôdy, je objemová hmotnosť, obsah organickej hmoty v pôde a iné (napr. Gupta, Larson, 1979). Tento postup, ktorý je založený na predpokladanej závislosti obsahu vody v pôde od vyššie uvedených charakteristík, využíva regresnú analýzu a pre výsledné regresné závislosti bol zavedený termín pedotransferové funkcie (PTF).

Význam PTF je značný, najmä pri súčasnom rozšírení využívania matematických modelov pohybu vody v zóne aerácie pôdy v regionálnych dimenziách – napr. pri hodnotení vplyvu antropogénnej činnosti na zložky vodnej bilancie pôdy, hodnotení zásob vody v zóne aerácie pôdy pre rastliny, pri analýze vplyvu globálnych zmien na zásoby vody v pôde. Avšak použitie PTF, ktoré boli vyvinuté pre určitú oblasť nemusí byť úspešné pre inú územnú oblasť, resp. región. Najlepšie je použiť ich pre oblasť, v ktorej boli vytvorené (Štekauerová, Skalová, 1999, Šútor, Štekauerová, 1999) a preto nie je možné vytvoriť jednotné PTF pre celé Slovensko. PTF boli stanovené a overené pre pôdy Žitného ostrova (Šútor, Štekauerová, 1999) a pre pôdy Záhorskej nížiny (Skalová, 2001).

Cieľom tejto práce je prezentovať rozdiely v priebehu niektorých dôležitých charakteristík VRP určených matematickým modelovaním, pri ktorom boli použité VRK namerané v laboratórnych podmienkach a vypočítané pomocou PTF, a tak overiť vhodnosť použitia vlhkosťných retenčných kriviek vypočítaných pedotransferovými funkciami pri matematickom modelovaní procesov v systéme HPV – pôda – rastlina – atmosféra na príklade Záhorskej nížiny.

Materiál a metóda

Pre pôdy Záhorskej nížiny boli vytvorené pedotransferové funkcie z výsledkov meraní na 125 pôdných vzorkách (Skalová, 2001). Na pretlakovom prístroji namerané odvodňovacie vetvy VRK, konkrétne boli stanovené vlhkosti Θ [% obj.] pri vlhkosťných potenciáloch $h_w = -2,5, -56, -209, -558, -976, -3\ 060$ a $-15\ 300$ cm. Zrnitosťné zloženie pôdných vzoriek bolo stanovené hustomernou metódou, z kriviek zrnitosti bolo zistené zastúpenie zrnitosťných kategórií podľa Kopeckého (I., II., III. a IV.), bola určená aj redukovaná objemová hmotnosť ρ_d . Výsledky klasifikácie pôdných vzoriek na základe zrnitosti sa použili ako podklad na návrh PTF pre tri varianty: prvá – pri ktorej bol hodnotený celý súbor údajov, druhá – podsúbory pôdných druhov podľa Nováka a tretia – podsúbory pôdných druhov podľa obrábateľnosti. Pedotransferové funkcie boli získané päťnásobnou lineárnou regresiou.

Pri porovnávaní VRK nameraných a vypočítaných pomocou PTF bola zistená najlepšia zhoda pre 3. variantu (Skalová, 2002), ktorá bola použitá na výpočet bodov VRK pre potreby matematického modelovania. Nakoľko na časti Záhorskej nížiny, pre ktorú bol modelovaný priebeh charakteristík vodného režimu pôdy, sa nachádzajú ľahké pôdy, sú v tab. 1 uvedené regionálne parametre pre

3.variantu návrhu PTF – pôdy ľahké. Pomocou týchto parametrov možno vypočítať konkrétne body VRK, tzn. vlhkosti Θ [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$] v príslušných vlhkosťných potenciáloch h_w [cm] pomocou vzťahu:

$$\Theta_{h_w} = A \cdot (\% \text{ I.kat}) + B \cdot (\% \text{ II.kat}) + C \cdot (\% \text{ III.kat}) + D \cdot (\% \text{ IV.kat}) + E \cdot \rho_d + F$$

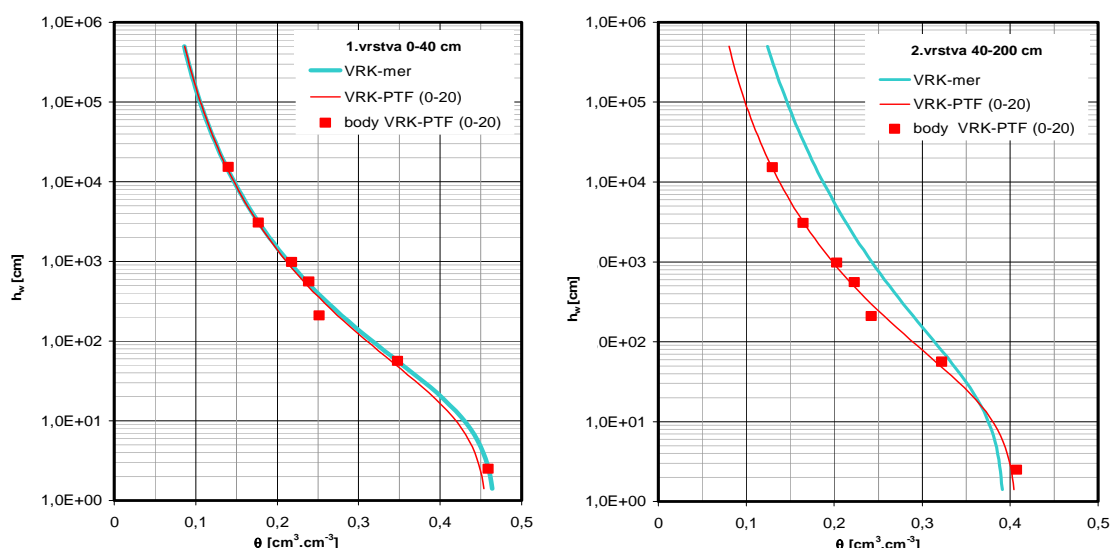
kde: A, B, C, D, E, F sú regionálne parametre zistené regresnou analýzou, I., II., III., IV. – zastúpenie zrnitostných kategórií podľa Kopeckého [%], ρ_d - redukovaná objemová hmotnosť [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$], Θ_{h_w} – vypočítaná vlhkosť Θ [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$] pre konkrétnu hodnotu vlhkosťného potenciálu h_w [cm].

Tabuľka 1 Regionálne parametre pedotransferových funkcií (PTF) na výpočet bodov odvodňovacej vetvy vlhkosťných retenčných kriviek pre ľahké pôdy (0 – 20 % I. kat.) Záhorskej nížiny

h_w [cm]	regionálne parametre PTF pre ľahké pôdy Záhorskej nížiny					
	A	B	C	D	E	F
-2,5	0,06367	0,05901	0,06176	0,05931	-0,41404	-4,97629
-56	0,00155	-0,01045	-0,00669	-0,01036	-0,24881	1,52702
-209	0,04102	0,03080	0,03251	0,03021	-0,13252	-2,75950
-558	0,04299	0,03293	0,03499	0,03284	-0,17915	-2,95457
-976	0,02242	0,01314	0,01495	0,01307	-0,17040	-0,99613
-3 060	-0,01063	-0,01741	-0,01625	-0,01759	-0,14121	2,02636
-15 300	0,00744	0,00243	0,00336	0,00202	-0,11086	0,00258

Na simuláciu a určenie priebehu charakteristík vodného režimu pôdy počas 30-ročného obdobia v lokalite Malé Leváre bol použitý matematický model GLOBAL (Majerčák, Novák 1992). Pôdny profil možno charakterizovať ako 2-vrstvový (0 – 40 cm a 40 – 200 cm). Na vzorkách odobratých z týchto vrstiev boli stanovené všetky charakteristiky potrebné pre simuláciu VRP ako aj pre výpočet bodov VRK pomocou pedotransferových funkcií. Priebeh VRK nameraných na pretlakovom prístroji a vypočítaných PTF pôd ľahkých je pre obidve vrstvy modelovaného pôdneho profilu na obr. 1.

Obr. 1 Vlhkosťné retenčné krivky 2-vrstvového pôdneho profilu v lokalite M. Leváre namerané na pretlakovom prístroji VRK-mer a vypočítané pomocou PTF pre pôdy ľahké VRK-PTF(0-20) použité pri modelovaní



Počiatková podmienka – rozdelenie vlhkosti v modelovanom pôdnom profile na začiatku simulácie – bola daná rovnovážnym stavom, to znamená vlhkosťnými retenčnými krivkami obidvoch pôdnych vrstiev (obr. 1) – nameraných (1. simulácia) i vypočítaných pomocou PTF (2. simulácia). Dolná okrajová podmienka bola daná polohou HPV pod povrchom pôdy pre každý deň počas celého modelovaného

obdobia 1971 – 2000 z pozorovacej sondy základnej siete SHMÚ ZS 20, ktorá sa nachádza v Malých Levároch. Horná okrajová podmienka bola zadaná priebehom meteorologických charakteristík – hodnotami denného zrážkového úhrnu [mm], priemernej dennej teploty [$^{\circ}\text{C}$], dĺžky trvania slnečného svitu [h], parciálneho tlaku vodných pár [hPa] a priemernej dennej rýchlosti vetra [ms^{-1}]. Uvedené údaje boli namerané v pozorovacej stanici Malacky a poskytol ich SHMÚ Bratislava. Modelovaným porastom bola tráva zadefinovaná nasledovnými charakteristikami s denným krokom – index listovej pokrývnosti LAI [-], drsnosť vyparujúceho povrchu z_0 [-], albedo vyparujúceho povrchu α [-], hĺbka koreňového systému z_r [cm] a relatívna kritická vlhkosť [%].

Výsledky a diskusia

Na simuláciu a zistenie charakteristík vodného režimu pôdy počas rokov 1971 – 2000 v lokalite Malé Leváre bol použitý matematickým modelom GLOBAL, pričom boli urobené dve simulácie. V prvom prípade bola pôda charakterizovaná Genuchtenovými parametrami α a n (Genuchten, 1980) zistenými z nameraných bodov odvodňovacích vetiev VRK v laboratórnych podmienkach. Pri druhej simulácii sa pre pôdne vrstvy použili VRK, ktoré boli vypočítané pomocou pedotrasferových funkcií pre ľahké pôdy Záhorskej nížiny, ktoré sú uvedené v tab. 1. Tieto sa vyjadrili analyticky podľa Genuchtena, čím sa zistili parametre VRK obidvoch vrstiev α , n , ktoré vstupujú do modelu.

Spomedzi množstva výstupov zo simulácií, sú v práci prezentované priebehy zásoby vody v pôdnom profile pre obidva modelované prípady (simulácia pomocou vlhkostných retenčných kriviek nameraných a vypočítaných pedotrasferovými funkciami). Pre hodnotenie zásoby vody v priebehu rokov 1971 – 2000 boli zvolené tri vrstvy pôdy s ohľadom na koreňový systém trávy, a to 0 – 50 cm, 0 – 100 cm a 0 – 150 cm (obr. 2) pod povrchom pôdy. Z obrázkov je zrejmé, že priebeh hodnôt priemerných mesačných zásob vody W vo všetkých troch hodnotených vrstvách sa pohyboval nad hodnotou zásoby vody pri bode vädnutia W_v . Maximá zásoby vody možno pozorovať zväčša počas zimného obdobia a pri prechode zo zimného na jarne obdobia. Minimá v zásobe vody sa vyskytujú vo vegetačnom období a sú závislé na rozdelení a výdatnosti zrážok. Lineárny trend vývoja zásoby vody v hodnotenom profile za 30-ročné obdobie je mierne stúpajúci vo všetkých troch hodnotených vrstvách (obr. 2). Podobný priebeh – mierne stúpajúci, má aj lineárny trend mesačných zrážkových úhrnov za toto obdobie. Čo sa týka priebehu HPV pod povrchom pôdy za roky 1971 – 2000, vykazuje výraznejší stúpajúci trend v porovnaní s trendom zrážok.

V ďalšom boli pre každú hodnotenú vrstvu pôdy zistené konkrétne hodnoty rozdielov priemernej mesačnej zásoby vody medzi obidvomi simuláciami, W (VRK-mer) a W (VRK-PTF). Rozdiely sa vyjadrili v cm a %, keď sa za 100 % považovala zásoba vody modelovaná pomocou VRK-meranej. Pre vrstvu pôdy 0 – 50 cm sa rozdiel pohyboval od -1,1 cm po 1,4 cm, čo v percentách predstavuje -8,1 až 12,6 % (obr. 3). Pre vrstvu pôdy 0 – 100 cm boli zistené rozdiely v rozsahu 0,05 až 3 cm, čo predstavuje 0,2 až 11,4 % a pre vrstvu pôdy 0 – 150 cm to bolo -0,4 až 3,8 cm (-0,8 až 9,1 %) (obr. 4).

Pri hodnotení závislosti zásoby vody (W) od úhrnov zrážok (Z) a od polôh HPV jednoduchou lineárnou regresiou, bola zistená vyššia závislosť zásoby vody v pôde od úrovni HPV. Hodnota súčiniteľa regresie pre závislosť W - Z bola 0,11 – 0,32, kým pre závislosť W -HPV to bolo 0,43 – 0,72. Závislosť sa zvyšovala so zväčšovaním hrúbky hodnotenej vrstvy, čo len zvyrazňuje dôležitosť vplyvu polohy HPV na VRP a na zásobovanie rastlín vodou, samozrejme v prípade ak sa HPV pohybuje v dosahu koreňového systému.

Záver

Na simuláciu procesov prebiehajúcich v nenasýtenej zóne pôdy sa v súčasnosti čoraz častejšie využívajú matematické modely. Nevyhnutným vstupom do týchto modelov je vlhkostná retenčná krivka. Priebeh VRK možno merať v laboratóriu, čo je zdĺhavé alebo možno využiť na jej určenie jednoduchšie merateľné pôdne charakteristiky – teda použiť pedotransferové funkcie. VRK nameraná a vypočítaná pedotransferovými funkciami boli použité na určenie priebehu charakteristík vodného režimu pôd, pričom pri oboch simuláciách bol použitý matematický model GLOBAL. Porovnanie výsledkov oboch simulácií je dokumentované na priebehoch zásoby vody v 3 zvolených pôdnych vrstvách (obr. 2). Pre každú hodnotenú vrstvu pôdy boli zistené konkrétne hodnoty rozdielov priemernej mesačnej zásoby vody W (VRK-mer) a W (VRK-PTF). Rozdiely sa vyjadrili v cm a %, keď sa za 100 % považovala zásoba vody modelovaná pomocou VRK-meranej. Pre vrstvu pôdy 0 – 50 cm sa rozdiel pohyboval od -1,1 cm po 1,4 cm, čo v percentách predstavuje -8,1 až 12,6 % (obr. 3).

Pre vrstvu pôdy 0 – 100 cm boli zistené rozdiely v rozsahu 0,05 až 3 cm, čo predstavuje 0,2 až 11,4 % a pre vrstvu pôdy 0 – 150 cm to bolo -0,4 až 3,8 cm (-0,8 až 9,1 %). Možno konštatovať, že rozdiely medzi zásobou vody simulovanou pomocou VRK-mer a VRK-PTF nie sú význačné.

Pedotransferové funkcie (PTF) podstatne zjednodušujú a urýchľujú stanovenie odvodňovacích vetiev vlhkostných retenčných kriviek, ktoré sa radia medzi najdôležitejšie charakteristiky, čo vytvára možnosť vo väčšej miere využívať matematické modelovanie pri simulovaní procesov prebehajúcich v nenasýtenej zóne pôdy.

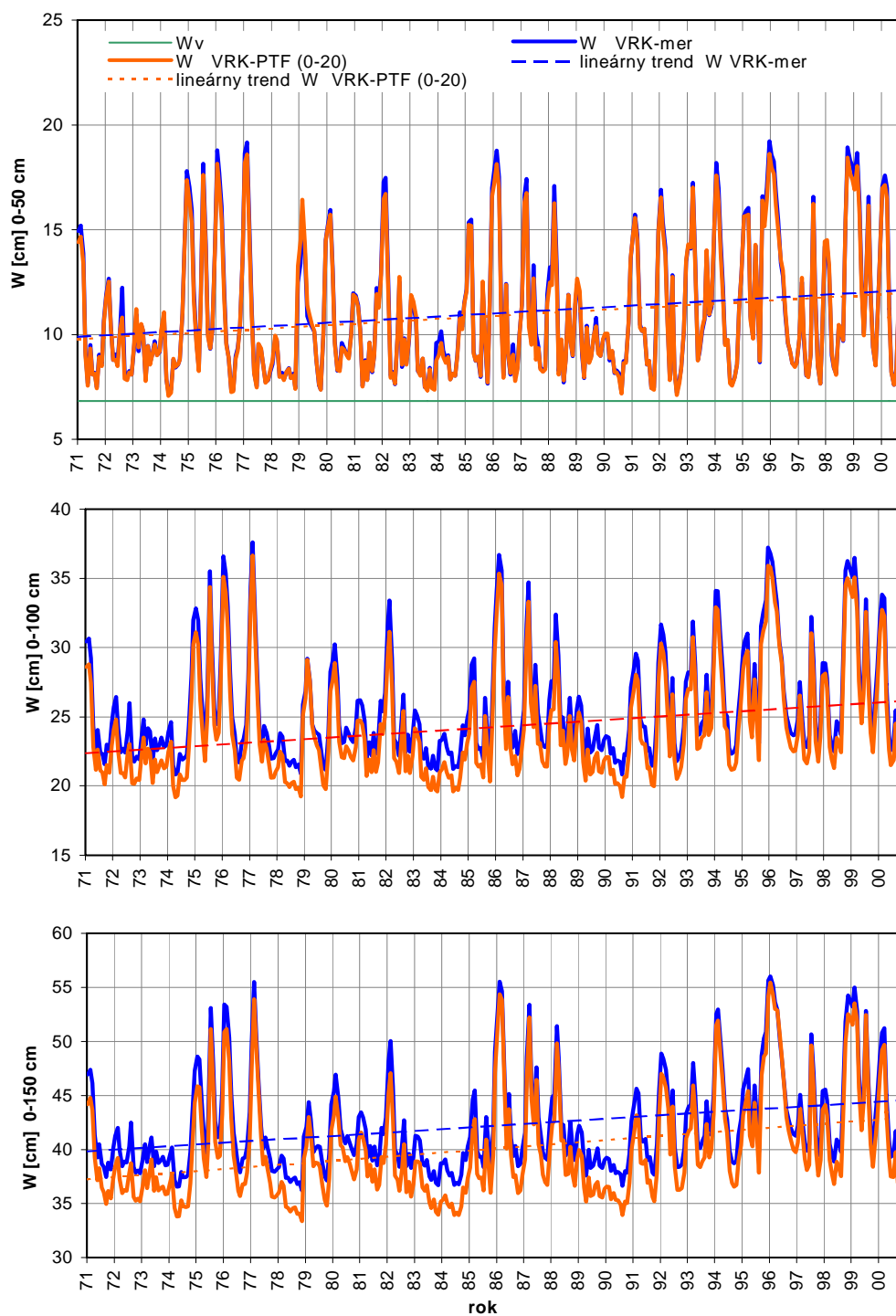
Literatúra

- GUPTA, S.C. - LARSON, W.E., 1979: Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter content, and bulk density. *Water Resour. Res.*, 15, 1633 – 1635.
- MAJERČÁK, J. - NOVÁK, V., 1992: Simulation of the soil water dynamics in the root zone during the vegetation period: I. Simulation model. *J. Hydrol. Hydromech.*, 40, 299 – 315.
- SKALOVÁ, J., 2001: Pedotransferové funkcie pôd Záhorskej nížiny a ich aplikácia pri modelovaní vodného režimu pôdy. *SvF STU Bratislava*, 112 s.
- SKALOVÁ, J., 2002: Using of basic soil properties on the assessment of water retention curves. In.: Conference group of the Visegrad states – Participation of women in the fields of meteorology, operational hydrology and related sciences, Bratislava, 2002, ISBN 80-88907-27-6, pp. 193 – 197.
- ŠTEKAUEROVÁ, V., 1999: Simulation of water movement in field soil. *Environmental protection of soil and water resources. Columbia University seminar proceedings*, Vol. XXX, 141 – 151.
- ŠÚTOR, J., 1999: Water storage monitoring in the aeration zone of soil and its interpretation. *Environmental protection of soil and water resources. Columbia University seminar proceedings*. Vol. XXX, 152 – 159.
- ŠÚTOR, J. - ŠTEKAUEROVÁ, V., 1999: Pedotransferne funkcie pôd prírodného prostredia Žitného ostrova. *J.Hydrol.Hydromech.* 47, 443 – 458.

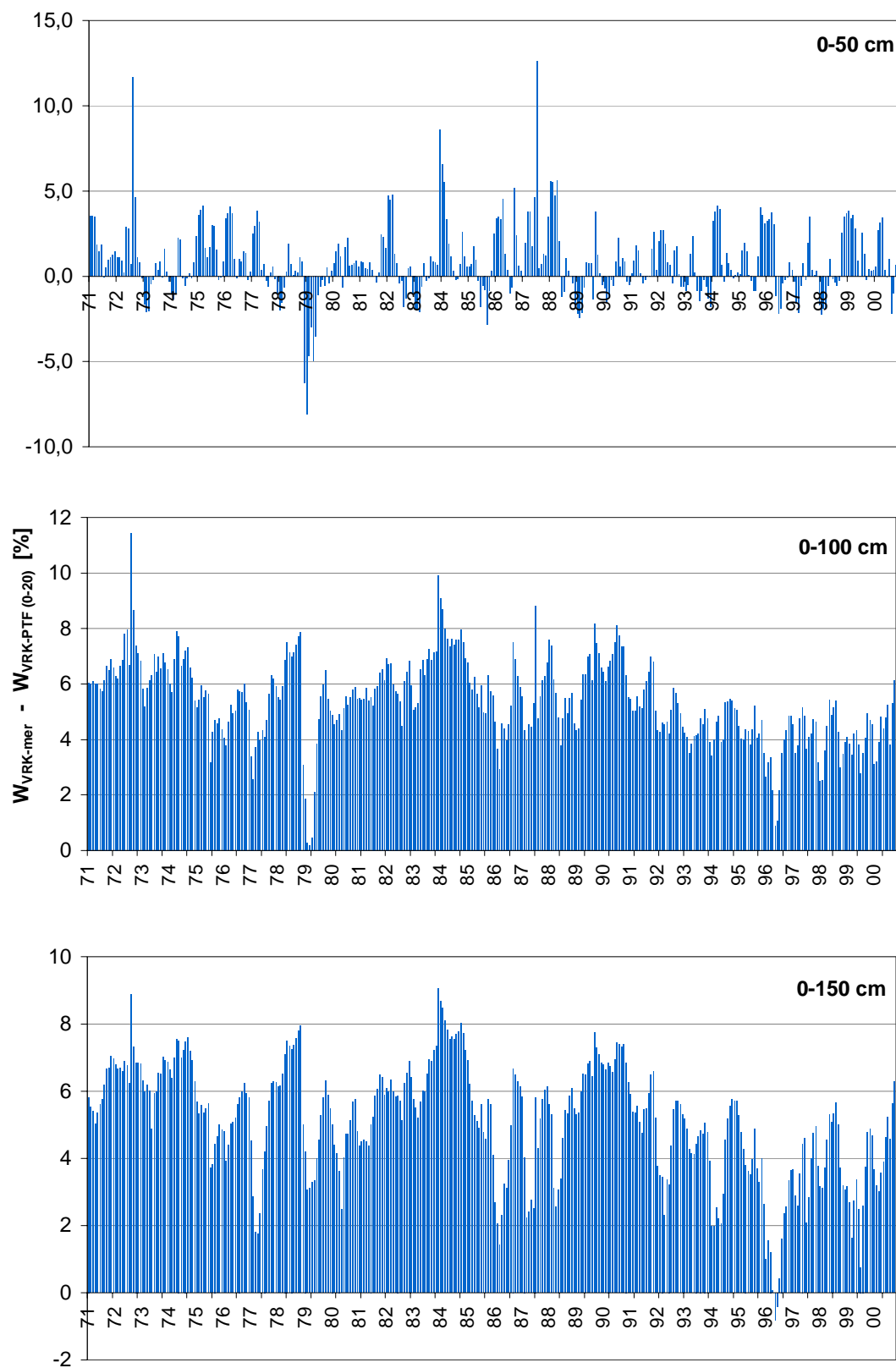
PodĎakovanie

Autor ďakuje za finančnú podporu z grantov VEGA č. 1/9363/02 a č. 1/9364/02, v rámci ktorých príspevkov vznikol.

Obr. 2 Priemerná mesačná zásoba vody (W) v pôdných vrstvách 0 – 50 cm, 0 – 100 cm a 0 – 150 cm pod úrovňou pôdy v lokalite Malé Leváre za roky 1971 – 2000 zistená modelovaním pomocou vlhkostných retenčných kriviek meraných VRK-mer a vypočítaných PTF pre pôdy ľahké VRK-PTF(0-20) (W_v – množstvo vody pri vlhkosti rovnjej bodu vädnutia θ_v)



Obr. 3 Priebeh rozdielov zásob vody modelovaných pomocou vlhkostných retenčných kriviek meraných VRK-mer a vypočítaných PTF pre pôdy ľahké VRK-PTF(0-20) za roky 1971 – 2000



Porovnání mikrobiální aktivity různých půdních typů evropské části sibiřské tajgy

A Comparison of Microbial Activity of Various Soil Types in European Siberian Taiga

Miluše ŠMEJKALOVÁ ¹⁾ - Hana ŠANTRŮČKOVÁ ^{1,2)} - Eva UHLÍŘOVÁ ^{1,2)}

¹⁾*Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, ČR, smejkal@tix.bf.jcu.cz*

²⁾*Ústav půdní biologie AV ČR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice, ČR*

Abstrakt

Cílem našeho srovnání tří různých typů půd sibiřské tajgy bylo vysledovat rozdíly v bakteriálním obohacení a respirační aktivitě u organozemě, pseudogleje a podzolu. Byly měřeny obsahy C a N v půdě, půdní reakce, objemová hmotnost, vlhkost, basální respirace půdy a počty bakterií. Na základě výsledků lze konstatovat, že objemová hmotnost půdy je nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím hodnoty mikrobiální respirace a počtů bakterií v půdách. Ačkoli je obsah C (50 %) ve 100 cm hloubky profilu organozemě výrazně vyšší než u dalších dvou půd (0,1 % C), počet bakterií ani půdní respirace se výrazně neliší mezi jednotlivými půdami v této hloubce. Převážná část mikrobiální aktivity je tedy soustředěna ve svrchních 20 – 30 cm půdního profilu bez ohledu na charakter hlubších vrstev.

Klíčová slova: mikrobiální aktivita, tajga, Sibiř, půdní typ

Abstract

The objective of our comparison – three various soil types in Siberian taiga was to study differences in bacterial enrichment and respiratory activity at Organosol, Planosol and Podzol. There were measured C and N contents in soil, soil reaction, bulk density, moisture soil basic respiration and bacteria numbers. Based on the results it can be stated that soil bulk density is the most significant factor influencing microbial respiration values and bacteria numbers in soils. Although C content (50 %) in 100 cm depth of the Organosol profile is markedly higher, than at remaining two soils (0.1 % C), bacteria number nor soil respiration do not markedly differ among the soils in this depth. Prevailing part of microbial activity is concentrated in surface 20 – 30 cm of soil profile, without any respecting of character in deeper layers.

Keywords: microbial activity, taiga, Siberia, soil type

Úvod

Lesy Sibiře reprezentují 60 % celkové plochy boreálního lesa (Dixon et al., 1994), kde je zastoupeno mnoho půdních typů s velkou zásobou půdního organického uhlíku (Rozhkov et al., 1996). Cílem našeho srovnání tří různých typů půd sibiřské tajgy bylo vysledovat rozdíly v bakteriálním obohacení a respirační aktivitě u organozemě, pseudogleje a podzolu. Zejména nás zajímalo, jestli se hluboký holorganický horizont organozemě bude rapidně lišit od dvou ostatních půd s daleko nižším obsahem organické hmoty, nižší vlhkostí a provzdušněním profilu.

Metody

Půdní charakteristiky

Obsah C a N byl změřen pomocí NC 2001 analyzátoru (ThermoQuest, Italia). pH bylo stanovováno ve vodní suspenzi v poměru půda:voda – 1:2,5. Objemová hmotnost a vlhkost byly zjištěny vázkově.

Mikrobiální charakteristiky

Basální respirace byla měřena jako maximální rychlost respirace po ovlhčení půdy na optimální vlhkost (60 % MVK), byla měřena produkce C-CO₂ na plynovém chromatografu (Hewlett Packard, TCD). Počty bakterií byly zjišťovány po barvení DAPI pomocí fluorescenční mikroskopie (Bloem et al., 1995).

Výsledky a diskuse

Hodnoty naměřených charakteristik jednotlivých půdních typů jsou uvedeny v tabulce I. U všech tří zkoumaných půd bylo naměřeno kyselé pH v celém jejich profilu, nejnižší hodnoty pH byly zjištěny u organozemě. Podle očekávání byla objemová hmotnost organozemě velice nízká až do hloubky 140 cm, kde začínal málo propustný glejový horizont, který způsoboval vysokou vlhkost organického horizontu. Nízká objemová hmotnost byla dále zjištěna u podzolu v hloubce do 15 cm, což je přičítáno kyprosti typické pro spodický horizont (Němeček a kol., 2001). Další odlišností organické půdy je neklesající obsah C a N v půdě s rostoucí hloubkou profilu. Velice nízké hodnoty obsahu C a N u vrchních horizontů pseudogleje jsou ukazatelem nízkého obsahu organické hmoty v této půdě.

Absolutní hodnoty maximální respirační rychlosti byly nejvyšší ve svrchních 30 cm profilu organozemě, dále ve svrchních 15 cm podzolu, tzn. do hloubky, kam ještě zasahuje spodický horizont (viz obr. 1). Pseudoglej vykazuje většinu respirační aktivity pouze v horních 5 cm, hlouběji už je velice málo organické hmoty (nízký obsah C i N v půdě).

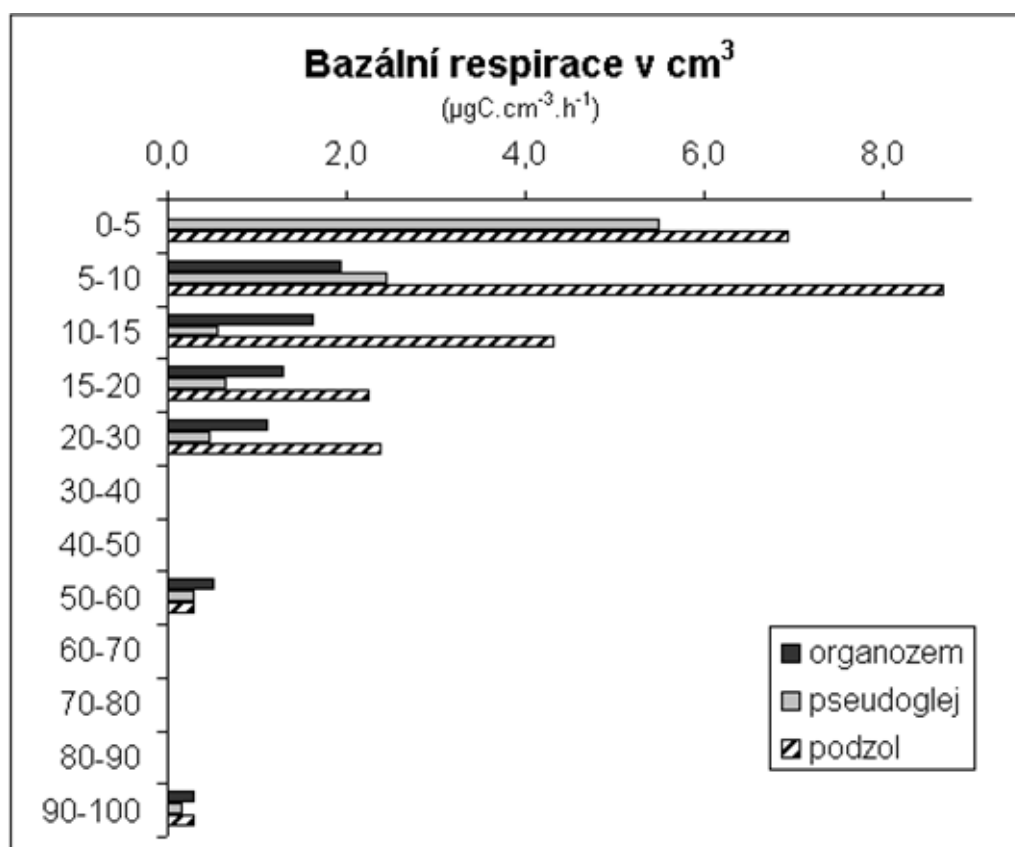
Přepočtení hodnot respirace na cm³ ukazuje, že objemová hmotnost půdy má výrazný vliv na mikrobiální aktivitu půdního profilu. Po takovémto přepočtení se ukazuje, že prostorově je respiračně nejaktivnější vrchních 15 cm pseudogleje a podzolu, zatímco organozem vykazuje hodnoty nejnižší (viz obr. 1).

Počty bakterií byly nejvyšší ve svrchních vrstvách organozemě, ale do hloubky hodnoty výrazně klesaly (obr. 2) podobně jako u respirační aktivity. Prostorově (přepočtením na objemovou jednotku) jsou ale bakteriemi více obohacené vrchní horizonty pseudogleje a podzolu oproti organozemi. To je samozřejmě způsobeno mnohem nižší objemovou hmotností půdy holorganického horizontu.

Zajímavé je srovnání obohacení a aktivity půd ve 100 cm hloubky jednotlivých půdních typů. Ačkoli sem ještě zasahuje holorganický horizont organozemě s vysokým obsahem C (52,7 %) a u dalších dvou půd je zde velice málo organické hmoty (0,1 % C), rozdíl v početnosti bakterií ani respirační aktivitě není zdaleka tak značný, jak by se předpokládalo. Z toho tedy vyplývá, že mikrobiální aktivita je soustředěna do horních 20 – 30 cm půdy, bez ohledu na charakter hlubších horizontů.

Závěrem lze tedy konstatovat, že objemová hmotnost půdy je nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím hodnoty mikrobiální respirace a počtů bakterií v půdách. Ačkoli je obsah C (50 %) ve 100 cm hloubky profilu organozemě výrazně vyšší než u dalších dvou půd (0,1 % C), počet bakterií ani půdní respirace se výrazně neliší mezi jednotlivými půdami v této hloubce. Převážná část mikrobiální aktivity je tedy soustředěna ve svrchních 20 – 30 cm půdního profilu bez ohledu na charakter hlubších vrstev.

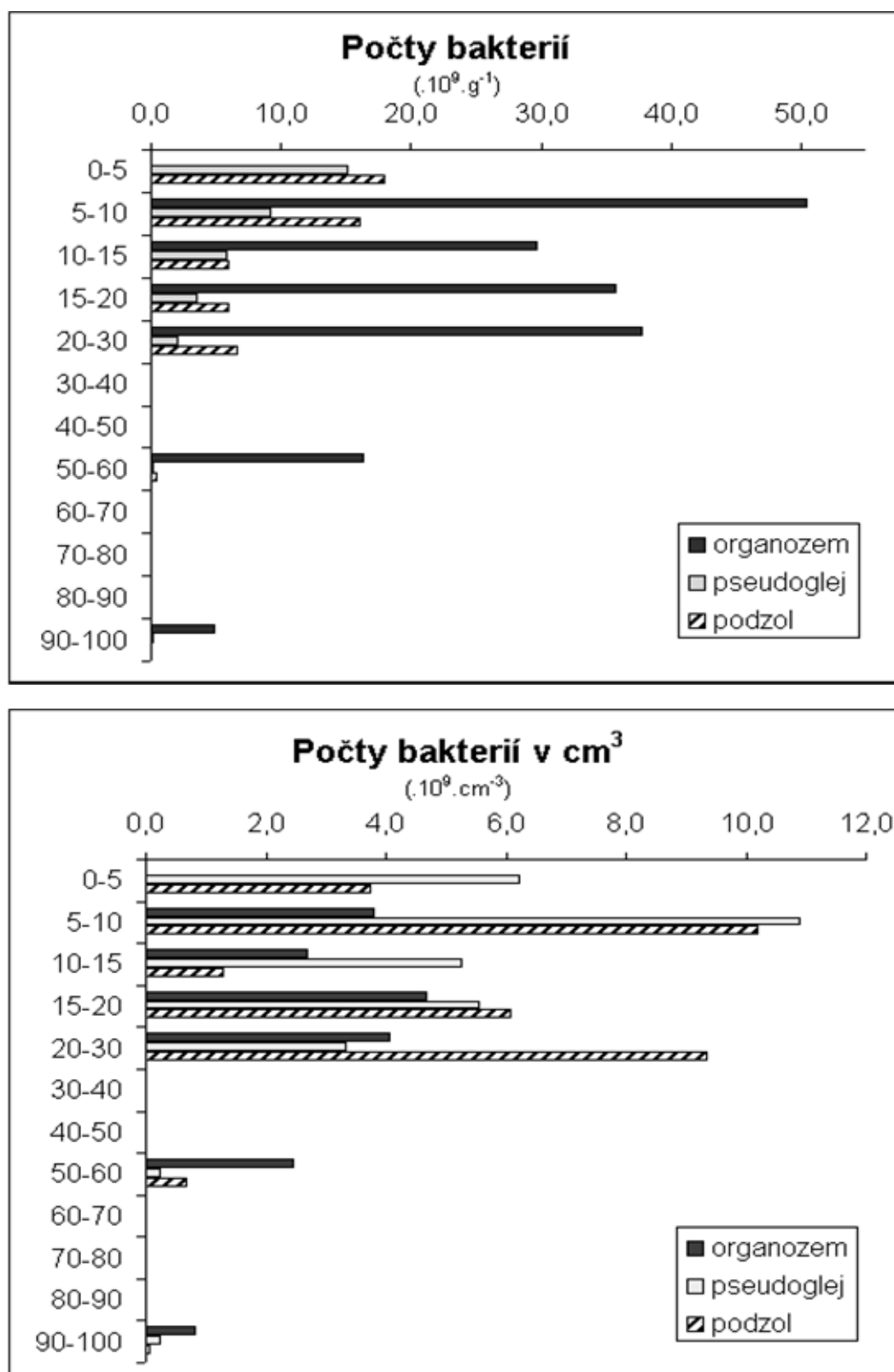
Obr. 1 Hodnoty bazální respirace a respirace v cm^3 v jednotlivých hloubkách profilu půd



Tabulka 1 Půdní charakteristiky jednotlivých půdních typů

hloubka	organozem					pseudoglej					podzol				
	pH	obj. hmot. g.cm ⁻³	vlhkost % H ₂ O	N %	C %	pH	obj. hmot. g.cm ⁻³	vlhkost % H ₂ O	N %	C %	pH	obj. hmot. g.cm ⁻³	vlhkost % H ₂ O	N %	C %
cm															
0 – 5	4,4	0,03	86,3			5,2	0,41	27,2			5,0	0,21	47,3	2,28	46,3
5 – 10	4,2	0,08	90,7	1,45	45,4	4,4	1,18	23,6	0,21	2,2	4,7	0,64	21,5	1,35	36,8
10 – 15	4,0	0,09	90,6	1,52	43,9	4,3	0,90	37,9	0,14	1,5	4,6	0,22	51,4	1,19	38,6
15 – 20	3,9	0,13	87,2	1,57	44,6	4,5	1,57	21,0	0,11	1,1	4,7	1,03	17,3	0,41	6,9
20 – 30	3,8	0,11	86,0	1,68	43,6	4,6	1,70	17,1	0,05	0,6	4,5	1,42	14,9	0,20	2,8
50 – 60	3,9	0,15	82,3	1,43	53,0	4,8	1,66	15,7	0,01	0,1	5,1	1,76	14,0	0,02	0,3
90 – 100	5,6	0,17	82,8	1,58	52,7	5,1	1,62	10,7	0,01	0,1	5,6	1,84	15,7	0,01	0,1

Obrázek 2 Hodnoty počty bakterií a počty v cm^3 v jednotlivých hloubkách profilu půd



Poděkování

Experiment byl součástí grantu 63-2A TCOS Siberia. Děkujeme Bc. Barboře Černé za spolupráci.

Literatura

- BLOEM, J. - VENIGA, M. - SHEPHERD, J., 1995: Fully-automatic determination of soil bacterium numbers, cell volumes, and frequencies of dividing cells by confocal laser-scanning microscopy and image-analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 926 – 936.
- DIXON, R.K. - BROWN, S. - HOUGHTON, R.A. - SOLOMON, A.M. - TREXLER, M.C. - WISNIEWSKI, J., 1994: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185 – 190.
- NĚMEČEK, J. - MACKŮ, J. - VOKOUN, J. - VAVŘÍČEK, D. - NOVÁK, P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, Praha, 79 s.
- ROZHKOV, V.A. - WAGNER, V.B. - KOGUT, B.M. - KOZNYUSHKOV, D.E. - NILSSON, S. - SHEREMET, V.B. - SHVIDENKO, A.Z., 1996: Soil carbon estimates and soil carbon map for Russia. WP-96-60, IIASA, Laxenburg.

Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy v smrekovom a bukovom ekosystéme

Ecological Classification of the Soil Moisture in Spruce and Beech Ecosystem

Magdaléna SOROKOVÁ–PICHLETOVÁ

*Technická univerzita vo Zvolene so sídlom v Banskej Štiavnici,
Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra plánovania a tvorby krajiny,
Kolpašská 9/B, 969 01 Banská Štiavnica, SR, e-mail: sorokova@vsld.tuzvo.sk*

Abstrakt

Príspevok sa zaoberá ekologickou klasifikáciou vlhkosti pôdy počas rozdielnych vegetačných období (VO) z hľadiska ich klimatickej charakteristiky (VO 1997 – podnormálne, VO 1998 – normálne, VO 1999 – nadnormálne). Výskum prebiehal v smrekovom a bukovom lesnom poraste, ktoré sú súčasťou výskumnej lokality Poľana – Hukavský grúň. Počas sledovaných VO sme zaznamenali výskyt troch vlhkostných intervalov s prevahou semiaridného, čo predstavuje kolísanie vlhkosti pôdy od 155,6 mm do 199,0 mm v celom fyziologickom profile, resp. od 69,3 mm do 89,8 mm v povrchovej 0 – 20 cm vrstve pôdy.

Kľúčové slová: ekologická klasifikácia, hydrolimity, spruce and beech ecosystem

Abstract

The paper deals with the ecological classification of the soil moisture over three growing seasons differentiated in their climatic characteristics (growing season 1997 – below normal, 1998 – normal, 1999 – above normal). The research was carried out in the soil under spruce and beech forest stands within the research locality of Poľana – Hukavský grúň. During observed growing seasons occurrence of three intervals of the soil moisture were recorded with dominant semiarid interval. This represents soil moisture varying between 155.6 mm and 199.0 mm in the whole physiological profile of the soil or between 69.3 mm and 89.8 mm in the upper layer (0 – 20 cm) of the soil.

Keywords: ecological classification, hydrolimits, spruce and beech ecosystem

Úvod

Vodný režim pôdy významne ovplyvňuje produkčné procesy v lesných ekosystémoch, pričom veľmi dôležité sú také ukazovatele jeho stavu ako kvantita pôdnej vody a jej dynamika, resp. premenlivosť v pôdnom profile. Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy predstavuje významný ukazovateľ výskytu hydropedologických cyklov v priebehu vegetačného obdobia, resp. celého hydrologického roka.

Výskum a sledovanie vodného režimu pôdy sme vykonávali počas vegetačných období (VO) 1997, 1998 a 1999. Výsledky prezentujú stav z dvoch čiastkových pokusných plôch, buka a smreka, situovaných v blízkosti *Výskumno-demonštračného objektu* Hukavský grúň, v Chránenej krajinskej oblasti Poľana, Biosférická rezervácia.

Materiál a metódy

Výskum bol situovaný do smrekového a bukového porastu, ktoré sú súčasťou lokality Poľana – Hukavský grúň (850 m n.m.). Lokalita je charakterizovaná priemernou ročnou teplotou 5,5 °C a zrážkovým úhrnom 915 mm počas hydrologického roka, resp. 507 mm počas vegetačného obdobia. Pôdny

typ je kambizem andozemná, kyslá, humózna. Smrekový porast má 90 – 100 rokov, sklon 10 %, SV expozíciu, zakmenenie 0,8, zápoj 80. Bukový porast dorastá do štádia optima, vek 90 – 120 rokov, sklon 10 %, SV expozícia, zakmenenie 0,7, zápoj 80. Podrobnejšia charakteristika lokality je uvedená v práci Sorokovej (2001, 2002).

Priebeh okamžitej vlhkosti počas vegetačného obdobia sa sledoval v týždňových intervaloch. Vlhkosť pôdy sa zisťovala gravimetrickou metódou. Vzorky zeminy boli odoberané po 10 cm vrstvách do kovových vysúšačiek prostredníctvom pôdneho vrtáka do hĺbky 50 cm.

Miesto odberu bolo na každej z čiastkových výskumných plôch určené náhodne, v rámci plôšky 1x1 m a odbery sa robili v troch opakovaníach. Okamžitá vlhkosť pôdy sa určila z rozdielu hmotnosti vzorky po odobratí a jej hmotnosti po vysušení pri 105 °C a vyjadřila sa % objemu.

Z hydrofyzikálnych vlastností boli stanovené maximálna kapilárna kapacita (MKK) podľa Nováka (Klika, Novák, Gregor, 1954), bod zníženej dostupnosti (BZD) a bod vädnutia (BV) podľa Drbala (1965). Hodnoty hydrolimitov z lokality Poľana – Hukavský grúň sú prezentované v tab. 1.

Tabuľka 1 Hodnoty hydrolimitov [% obj.] v jednotlivých profiloch pre výskumné plochy na lokalite Poľana – Hukavský grúň.

Hĺbka pôdy [cm]	Hydrolimit [% obj.]		
	Bod vädnutia	Bod zníženej dostupnosti	Maximálna kapilárna kapacita
0 – 10	20,5	36,0	47,0
20 – 30	17,6	30,5	38,6
40 – 50	20,0	27,0	34,2

Zrážkové úhrny z jednotlivých čiastkových plôch sa merali pomocou štandardných zrážkomerov so zachytanou plochou 200 cm² rozmiestnených na výskumných plochách. Hodnoty priemerných mesačných teplôt vzduchu (meraných vo výške 46,5 m nad zemským povrchom) sme získali z meraní na veži trvalej výskumnej plochy (TVP O) Poľana – Hukavský grúň. Obe klimatické charakteristiky nám poskytli pracovníci LVÚ, ktorý na TVP Poľana – Hukavský grúň vykonávajú ich pravidelné merania. Pre kvalitatívne hodnotenie zrážok sme využili charakteristiku normálu (za obdobie rokov 1931 – 60) zo zrážkomernej stanice Hriňová – Snohy.

Kritériom pre ekologickú klasifikáciu vlhkosti pôdy boli stupeň prevlhčenia, stratifikácia vlhkosti a dĺžka prevlhčenia pôdneho profilu. Vlhkosť pôdy sme rozdelili medzi hydrolimity do intervalov podľa Kutílka (1971):

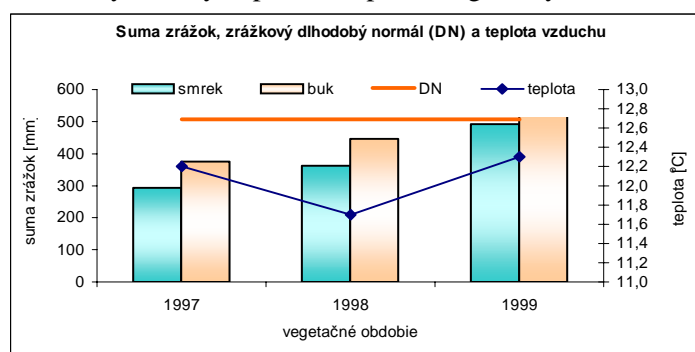
- uvidický interval – vlhkosť pôdy v rozmedzí plná vodná kapacita (PVK) a maximálna kapilárna kapacita (MKK),
- semiuvidický interval – vlhkosť pôdy v rozmedzí hydrolimitov MKK a bodom zníženej dostupnosti (BZD),
- semiaridný interval – vlhkosť pôdy v rozmedzí hydrolimitov BZD a bodom vädnutia (BV),
- aridný interval – vlhkosť pôdy pod kritickou hranicou hydrolimitu (BV).

Výsledky

Všeobecne najvyššie hodnoty v celom fyziologickom profile (0 – 50 cm) boli namerané počas VO 1999 (smrek: 257,5 mm, 14.VII.; buk: 282,6 mm, 14.VII.) a najnižšie počas VO 1997 (smrek: 111,6 mm; buk: 117,0 mm, 24.VII.). Táto skutočnosť korešponduje s množstvom zrážok, ktoré boli namerané v poraste a ktoré sa dostali ako jedna z príjmových zložiek vodnej bilancie do pôdy a transformovali na pôdnu vodu.

Klimatická charakteristika jednotlivých VO je znázornená na obr. 1. Počas VO 1997 v smrekovom poraste spadlo 292,7 mm, v bukovom 375,2 mm zrážok, priemerná teplota bola 12,2 °C. VO 1998 je charakterizované sumou podkorunových zrážok hodnotami 362,6 mm pre smrek a 446,2 mm pre buk, priemerná teplota počas VO bola 11,7 °C.

Obr. 1 Suma zrážok a dlhodobý normál (1931 – 60) na výskumných plochách počas vegetačných období

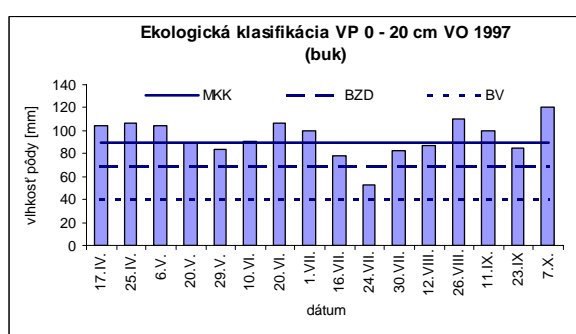
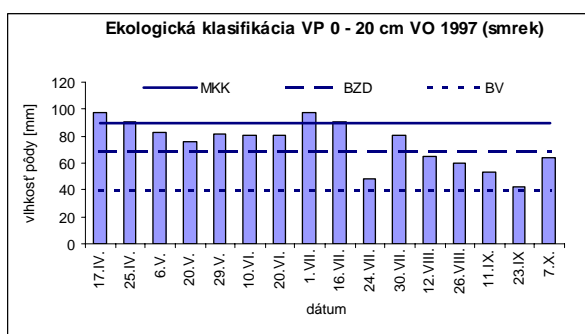


Vo VO 1999 suma zrážok pre smrek predstavovala 492,3 mm a pre buk 518,6 mm, priemerná teplota vzduchu bola 12,3 °C. Obsah vody v pôde je do značnej miery ovplyvňovaný množstvom zrážok, čo sa jasne prejavilo aj počas nášho experimentu. Veľmi dôležitú úlohu zohráva následná transformácia zrážkovej vody na vodu pôdnu, ktorá prebieha vďaka lesným porastom. Stratifikácia vlhkosti pôdy v pôdnom profile v priestore a čase výrazne ovplyvňuje dostupnosť vody pre rastliny, resp. dreviny. Rozdielna vlhkosť pôdy

medzi horizontmi vedie aj k priestorovej diferenciacii v hydraulickej vodivosti, v dôsledku ktorej môže tiež dôjsť k laterálnemu pohybu (O'Linger, Pichler, Jury, 1997).

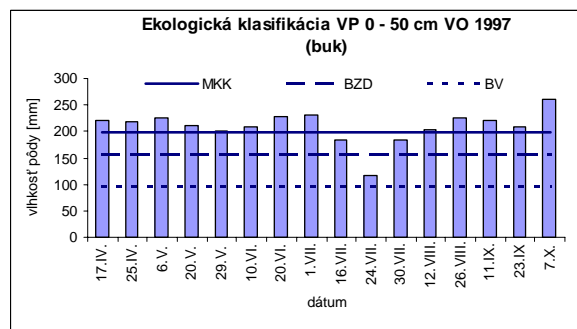
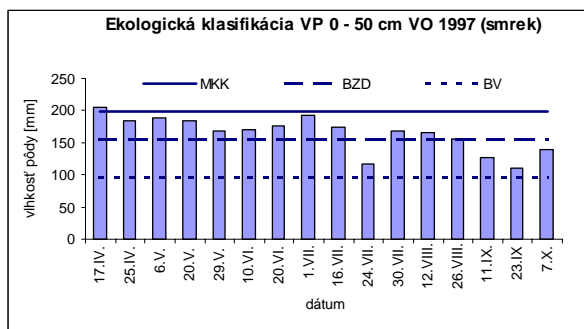
Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy bola vyhodnocovaná pre povrchovú 0 – 20 cm vrstvu, resp. pre celý fyziologický profil pôdy (0 – 50 cm) počas všetkých sledovaných VO a pre oba lesné porasty. Výskyt jednotlivých intervalov pre povrchovú vrstvu (0 – 20 cm) počas VO 1997 je zobrazený na obr. 2a. V tomto VO v povrchových vrstvách sme zaznamenali kolísanie vlhkosti pôdy medzi *uvidickým* a *semiaridným* intervalom vlhkosti pôdy. Maximálna hodnota bola nameraná pod bukom (120,7 mm) na konci VO, minimálna pod smrekom (42,0 mm) v 3. dekáde septembra. V pôde pod smrekom všeobecne prevláda nižší obsah vody v pôde a početnejší výskyt *semiaridného* intervalu vlhkosti pôdy, naopak pri buku prevláda *uvidický* interval s vlhkosťou pôdy nad hranicou hydrolimitu MKK.

Obr. 2a Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1997 v hĺbke pôdy 0 – 20 cm



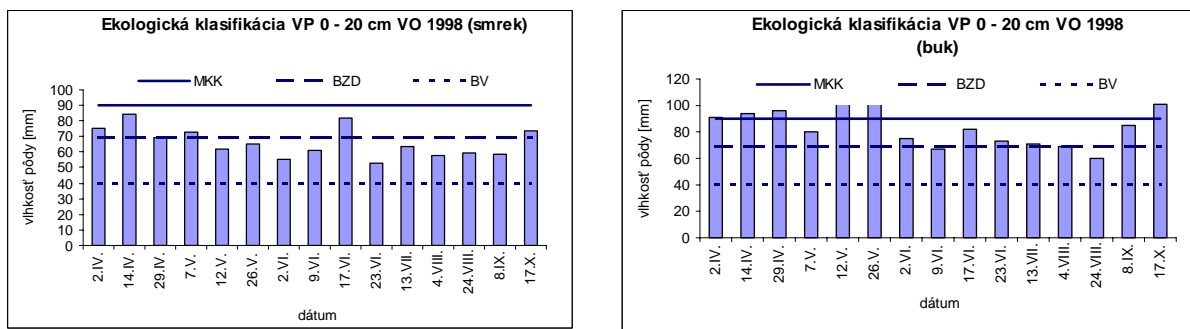
Celý fyziologický profil pôdy počas VO 1997 je vyobrazený na obr. 2b. Najvyššiu hodnotu sme pre tento profil pôdy namerali pod bukom, opäť na konci VO (259,6 mm). Smrek mal o 21,3 % nižšiu hodnotu vlhkosti pôdy, paradoxne na začiatku VO, čo súvisí s nižšou teplotou vzduchu a priaznivejším úhrnom zrážok po akumulacnom zimnom období. Najnižšia hodnota (111,6 mm) bola nameraná pod smrekom v 3. dekáde septembra, ale ani toto zníženie vlhkosti nespôsobilo jej pokles do *aridného* intervalu pod hranicu hydrolimitu BV.

Obr. 2b Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1997 v hĺbke pôdy 0 – 50 cm



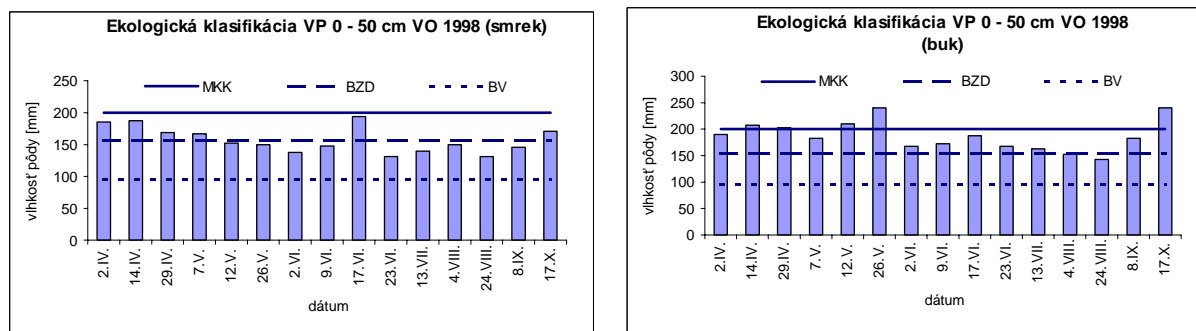
Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy pre VO 1998 pre povrchovú vrstvu pôdy je graficky znázornená na obr. 3a. Toto VO je charakterizované ako zrážkovo podpriemerné. Pod smrekom sme pozorovali kolísanie vlhkosti pôdy v *semiuvidickom*, resp. *semiaridnom* intervale vlhkosti pôdy, to znamená, že vlhkosť pôdy nevystúpila nad hodnotu hydrolimitu MKK a zároveň neklesla pod hydrolimit BV. Najnižšie hodnoty predstavovali 52,9 mm pre smrek (23. VI.) a 59,6 mm pre buk (24. VIII.). Pod bukom sme v tejto vrstve pozorovali prekročenie hranice hydrolimitu MKK na začiatku a konci VO (*uvidický* interval) a maximálna hodnota predstavovala 106,7 mm (12. V.). Najvyššia hodnota v tomto profile pôdy pre smrek bola pozorovaná v polovici apríla (84,1 mm).

Obr. 3a Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1998 v hĺbke pôdy 0 – 20 cm



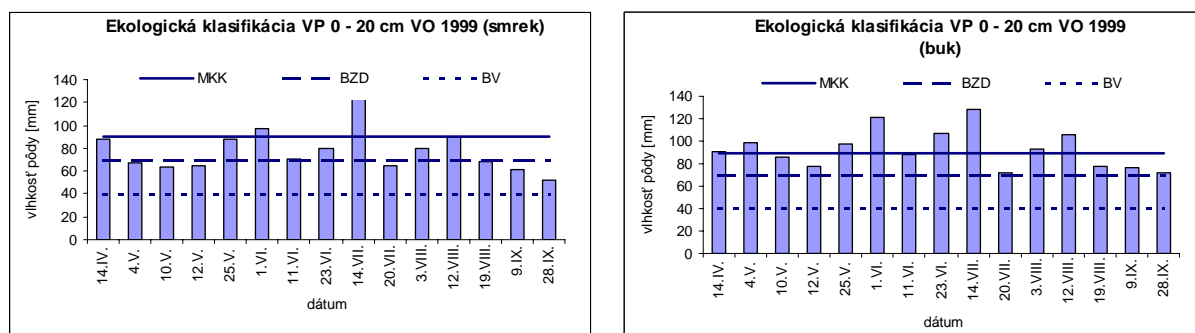
Zrážkovo podnormálna charakteristika VO 1998 sa výrazne prejavila aj vo výskyte vlhkostných intervalov. Celý fyziologický profil smreka mal skoro identický priebeh vlhkosti pôdy ako jeho povrchová vrstva, s maximálnou hodnotou 197,7 mm (17. VI.) a minimálnou 131,3 mm (24. VIII.). Vlhkosť pôdy sa väčšinu VO udržiavala na prelome *semiaridného* a *semiuvidického* intervalu (hranica hydrolimitu BZD). V pôde pod bukom vystúpila vlhkosť pôdy nad hydrolimit MKK (*uvidický* interval) v máji a na konci VO, kedy bola nameraná aj najvyššia hodnota vlhkosti pôdy v tomto poraste (240,6 mm). Do *semiaridného* intervalu klesla vlhkosť pôdy pod bukom iba v 3. dekáde augusta (24. VIII. = 142,2 mm).

Obr. 3b Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1998 v hĺbke pôdy 0 – 50 cm



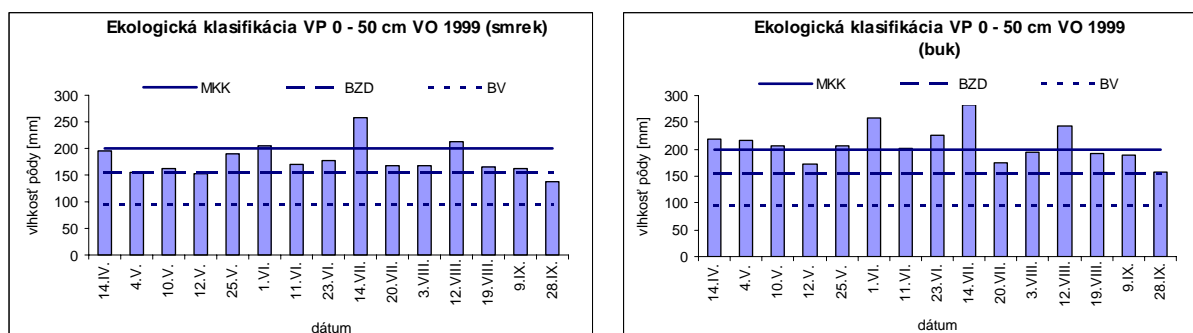
Vegetačné obdobie 1999 bolo z hľadiska klimatickej charakteristiky zrážkovo nadnormálne s najpriaznivejšími vlhkostnými pomermi za celé pozorované obdobie výskumu. Ekologická klasifikácia povrchovej 0 – 20 cm vrstvy pôdy pre smrek a buk je znázornená na obr. 4a. Pre smrek je charakteristické zvýšenie obsahu vody do *uvidického* intervalu v 1. dekáde júna a v 2. dekáde júla, kedy vlhkosť pôdy v tejto vrstve dosiahla svoje maximum (124,2 mm). Najnižšiu hodnotu (52,4 mm) a pokles obsahu vody do *semiaridného* intervalu vlhkosti pôdy sme pozorovali v máji a na konci tohto VO, vzhľadom aj na nedostatočné zásobovanie pôdy vodou zo zrážok. Obsah vody v pôde pod bukovým porastom najpočetnejšie zasahoval do *semiuvidického* intervalu, do *uvidického* vystúpil na prelome mája a júna, júna a júla a v 2. dekáde augusta. Najnižšia vlhkosť bola nameraná koncom VO (71,2 mm), avšak ani toto zníženie nepredstavovalo pokles množstva vody v pôde do *aridného* intervalu.

Obr. 4a Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1999 v hĺbke pôdy 0 – 20 cm



Množstvo vody v celom fyziologickom profile pôdy (0 – 50 cm) s charakteristikami vyskytujúcich sa intervalov vlhkosti pôdy je prezentovaná na obr. 4b. V tomto VO sme namerali najvyššie vlhkosti pôdy vôbec, v pôde pod smrekom (14. VII. = 257,5 mm) aj pod bukom (14. VII. = 282,6 mm). Tieto hodnoty v oboch prípadoch predstavovali zvýšenie nad hranicu hydrolimitu MKK, do oblasti *uvidického* intervalu vlhkosti pôdy. Pokles vlhkosti pôdy do *semiaridného* intervalu bol pozorovaný iba v pôdnom profile pod smrekom na konci VO, kedy bol v pôde aj najnižší obsah vody (137,5 mm). V pôde pod bukom prevažoval *semiuvidický* interval vlhkosti pôdy, resp. *uvidický* v strede VO, čo korešponduje aj zo zvýšenou zrážkovou aktivitou.

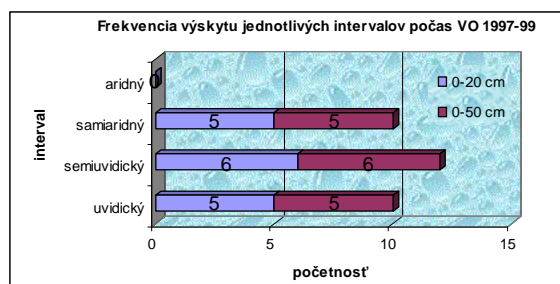
Obr. 4b Údaje vlhkosti pôdy a hydrolimitov počas VO 1999 v hĺbke pôdy 0 – 50 cm



Záver

Početnosť výskytu jednotlivých intervalov vlhkosti pôdy počas vegetačných období 1997 až 1999 pre oba lesné porasty sme graficky znázornili na obr. 5. Najvyššiu početnosť sme zaznamenali v prospech *semiuvidického* intervalu v povrchovej vrstve pôdy (0 – 20 cm) a rovnako aj v celom fyziologickom profile (0 – 50 cm). *Aridný* interval vlhkosti pôdy sa za celé pozorované obdobie výskumu nevyskytol ani raz vzhľadom na dostatočnú zásobenosť pôdy vodou i napriek výskytu podnormálneho vegetačného obdobia z hľadiska jeho klimatickej charakteristiky (Tužinský, 2000).

Obr. 5 Frekvencia výskytu jednotlivých intervalov ekologickej klasifikácie vlhkosti pôdy počas VO 1997 – 99



Literatúra

- DRBAL, J., 1965: Praktikum melioračního půdoznalství. SNTL, Praha.
- KLIKA, J. - NOVÁK, V. - GREGOR, A., 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství. ČSAV, Praha, 773 s.
- KUTÍLEK, M., 1971: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. *Vodní hospodářství*, 9, s. 250 – 256.
- O'LINGER, J. - PICHLER, V. - JURY, W.A., 1997: Measurement and Modeling of Saturated and Unsaturated Hydraulic Conductivity with Solute Transport Experiments. *Agron. Abs.*, s. 165.
- SOROKOVÁ, M., 2001: Režim vlhkosti pôdy pod lesnými porastami s rozdielnym drevinovým zložením. DP, Zvolen, 149 s.
- SOROKOVÁ, M., 2002: Priebeh vlhkosti vo fyziologickom profile pôdy pod smrekom a bukom. MVK „Prvé pôdoznalecké dni v SR“, Diel A, VÚPOP, Bratislava, 103 – 108.
- TUŽINSKÝ, L., 2000: Spruce and Beech Forest Stands Water Balance. *Ekológia*, Bratislava, 19, 2, p. 198 – 210.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami grantov VEGA č. 1/0635/03, č. 1/9207/02 a č. 1/9264/02.

Acknowledgement

This research was partially supported by finance of the VEGA projects No. 1/0635/03, No. 1/9207/02 and No. 1/9264/02.

Využitie satelitných obrazových záznamov pri monitoringu erózie pôd (ako súčasť ČMS – Pôda)

Use of Satellite Images for Soil Erosion Monitoring (as a Part of the Partial Monitoring System – Soil)

Ján STYK

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, Regionálne pracovisko,
Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, SR, e-mail: styk.vupop@isternet.sk*

Abstrakt

Súčasťou Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda je aj monitorovanie vplyvu vodnej erózie na poľnohospodárske pôdy. Od roku 2000 bolo cieľom úlohy každoročné sledovanie a vyhodnocovanie kvantitatívnych zmien vybraných pôdných vlastností (obsah humusu, pH/KCl, zrnitosťné zloženie, fyzikálne vlastnosti) na 8 erózných transektoch v priestore (priestorová diferenciácia) a v čase (časová dynamika). Nakoľko jednoročný cyklus sledovania časovej dynamiky zmien bol veľmi krátky (zmeny pôdných parametrov sú nepatrné), chceme prejsť na päťročný cyklus sledovania kedy je väčšia šanca, že na sledovaných plochách prebehne výraznejšia erózna udalosť (bude mať za následok viditeľnejšiu zmenu sledovaných vlastností). Z tohto hľadiska musíme na poľnohospodárskej pôde každoročne lokalizovať nové erózne transekty, pričom po piatich rokoch sa vrátíme na pôvodné. Na lokalizáciu nových transektov chceme využiť satelitné obrazové záznamy, na ktorých sa dajú identifikovať eróziou ovplyvnené pôdy. V tomto príspevku sme si overili možnosť využitia družicových snímok pre tento účel.

Kľúčové slová: erózia pôdy, satelitné obrazové záznamy, sledované parametre pôdy

Abstract

Water erosion influence on farmland is also a part of the Partial Monitoring system – Soil. Since 2000 the objective of the project has been annual monitoring and quantitative changes evaluation of selected soil characteristics (humus content, pH/KCl, texture, physical properties) on 8 erosion transects in the space (spatial differentiation) and in time (temporal dynamics). As one-year cycle of the temporal dynamics changes observation was very short (soil parameters changes are negligible) we would like to transit to 5-years monitoring cycle, when is greater chance to register more marked erosion events (causing more visible changes of monitored parameters). From this view we have to locate new erosion transects on farmland annually, whereby after five years we shall return to original transects. For the location new transects we want to use new satellite images, where is possible to identify the soils affected by erosion. In this paper we have verified a possibility of satellite images use for this purpose.

Keywords: soil erosion, satellite images, monitored soil parameters

Úvod

Od roku 1999 sa na VÚPOP začali využívať metódy diaľkového prieskumu Zeme (DPZ), ktoré majú veľký význam pri určovaní štruktúry osevu, odhadu úrod, ale aj pri monitoringu degradácie pôd. Je všeobecne známe, že erózia je jedným z hlavných procesov fyzikálnej degradácie pôdy a môže viesť až k negatívnym zmenám úrodovných vlastností. Sledovanie vplyvu vodnej erózie na zmeny

pôdnych parametrov je súčasťou Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda. Cieľom úlohy je vyhodnocovanie kvantitatívnych zmien pôdnych vlastností (obsah humusu, pH/KCl, zrnitostné zloženie, základné fyzikálne vlastnosti) v priestore (priestorová diferenciácia) a v čase (časová dynamika). Pôvodným zámerom bolo stanovenie spomínaných parametrov každoročne, na všetkých ôsmich erózných transektoch, ale výsledky ukázali, že ich zmeny nie sú také výrazné ako sme predpokladali. Výraznejšie môžu vplývať na zmenu pôdnych vlastností len väčšie erózne udalosti, ku ktorým za sledované obdobie jedného roka vôbec nemusí dôjsť. Práve táto skutočnosť viedla k čiastočnej zmene pôvodného zámeru a pôdne parametre budeme vyhodnocovať v päťročných cykloch. Každoročne určíme nové transekty (budú lokalizované na výrazne erodovaných pôdach) kde budú stanovené sledované pôdne vlastnosti s tým, že po piatich rokoch sa na tieto transekty vrátíme (aby sme mohli vyhodnotiť vývoj zmien pôdnych vlastností). Na výber nových erózných transektov použijeme satelitné snímky IRS Pan s rozlišovacou schopnosťou 5 m, ktoré sú vhodné (a výsledky dosiahnuté pracovníkmi zaoberajúcimi sa problematikou DPZ na VÚPOP to potvrdzujú) na detekciu erodovaných poľnohospodárskych pôd.

Materiál a metódy

Využívanie metód diaľkového prieskumu Zeme predstavuje v súčasnej dobe veľmi cenný zdroj nových informácií vhodných na mapovanie a hodnotenie prebiehajúcich erózných procesov na poľnohospodárskych pôdach. Satelitné obrazové záznamy sú zdrojom dát, ktoré sa môžu využívať pri ochrane pôdneho fondu nakoľko poskytujú údaje o priestorovom výskyte erózie. Výsledkom správneho interpretovania (využitie metód GIS) družicových obrazových záznamov je vymedzenie erodovaných pôd, alebo pôd ohrozených eróziou. O výhodách identifikácie erodovaných pôd pomocou DPZ v podmienkach Slovenska svedčia aj výsledky, ktoré v tejto problematike dosiahli Šúri, (1996), Fulajtár, (1998), Sviček, (2000, 2003).

Detekcia erodovaných poľnohospodárskych pôd pomocou satelitných snímok je založená na farebnom kontraste medzi erodovanými a neerodovanými pôdami. Využíva sa pri tom diferenciácia pôdneho profilu keď pôdy majú tmavé povrchové horizonty a svetlejšiu spodnú časť pôdneho profilu. Optimálne je to na pôdach vzniknutých na sprašoidných substrátoch (napr. Trnavská pahorkatina). Pri silne erodovaných pôdach sa na povrch dostávajú svetlejšie (spodnejšie) časti pôdneho profilu čo je pomerne dobre viditeľné na družicových záznamoch. Snímky by mali byť nasnímané na jar kedy porasty sú mladé, alebo slabo zapojené a nepokrývajú pôdu úplne. Je tu však problém s viacročnými krmovinami, ktoré pokrývajú pôdu 2 až 4 roky. Ďalším problémom pri identifikácii erodovaných pôd je výskyt tzv. falošných erózných areálov, ktoré na leteckých snímkach majú bledšiu farbu ako okolie. Jedná sa predovšetkým o lokality ovplyvnené stavebnou činnosťou človeka, lokality so suchým povrchom vrchnej časti pôdy čo môže byť úzko spojené so zrnitosťou pôdy, pretože piesočnaté pôdy s nízkym obsahom humusu ľahšie vysychajú a tým sa javia na satelitných snímkach bledšie (Fulajtár, Janský, 2001).

Pomerne problematické je stanovenie erodovaných pôd pomocou DPZ, ktoré majú aj spodné časti profilu tmavšie. Napríklad na Krupinskej planine sa erodované plochy javia tmavšie, pretože odkrytý B horizont (je červenohnedej farby) má menšiu odrazivosť (Sviček, 2003).

Družicový záznam IRS Pan bol zaznamenaný na jar 1999 a zachytáva pomerne veľké územie Trnavskej pahorkatiny. Rozlišovacia schopnosť (5 m) je vhodná na identifikáciu a detekciu silne erodovaných pôd. Sledovaný transekt sa nachádza pri obci Voderady v mierne členitom reliéfe Trnavskej pahorkatiny. Lokalita je charakteristická výskytom stredne ťažkých pôd vyvinutých väčšinou na spraši. Transekt bol vybratý na ornej pôde so svahovitosťou 6 – 10°. Jeho vrcholová a erózna časť je charakteristická černoziemou modálnou kultizemnou. V akumuláčnej časti sa nachádza černoziem čiernicová kultizemná.

V odberovom roku 2002 sme sledovali kvantitatívne zmeny vybraných parametrov – zrnitostné zloženie, fyzikálne vlastnosti, pH/KCl a obsah humusu. Analýzy sledovaných pôdnych vlastností boli urobené podľa štandardných analytických metód používaných v rámci ČMS – Pôda v laboratóriách VÚPOP. Na transekte boli umiestnené tri pedologické sondy, ktoré boli lokalizované na vrchole svahu (sonda predstavuje vrcholovo eluviálnu časť – neerodované, alebo mierne erodované pôdy), na svahu v eróznej časti transektu (erodované pôdy) a v spodnej (akumulačnej) časti transektu (akumulované pôdy). Odbery pôdnych vzoriek sa uskutočňujú v hĺbkových intervaloch po 5 cm až do hĺbky 45 cm. Z ornice, ktorá je orbou pravidelne premiešaná, odoberáme pôdnu vzorku iba z hĺbky 0 – 10 cm.

Výsledky a diskusia

Prítomnosť erodovaných pôd v lokalite Voderady potvrdzuje aj satelitná snímka z tejto časti územia Slovenska. Na snímke je vyznačený erózný transekt s odberovými miestami. Svahová časť transektu je charakteristická bledšou farbou, pokým vrcholová časť a báza transektu sú tmavšie (obr. 1). Nakoľko sa jedná o pôdny typ černozem, ktorá má pomerne hrubý humusový horizont (v akumuláčnej časti je A do 60 cm, vo vrcholovej časti do 40 cm), dôsledkom oderodovania určitej vrstvy humusového horizontu dochádza v svahovej časti k priorávaniu substrátu k ornici, čo má za následok bledšiu farbu pôdy na družicovej snímke. Uvedené skutočnosti potvrdzujú aj výsledky analýz sledovaných vlastností.

Vplyvom pôsobenia procesov vodnej erózie na pôdu dochádza k translokácii pôdnej hmoty z eróznej časti svahu a jej následnej akumulácii v báze svahu. Výsledkom je priestorová diferenciácia obsahu humusu v pôde (graf 1). Najvyššie obsahy humusu boli namerané v akumuláčnej časti svahu (báza), kde ešte aj v hĺbke 45 cm prekračujú hodnotu 2 %. Naopak na svahu (erózná časť) sú hodnoty najnižšie a s rastúcou hĺbkou výrazne klesajú (v hĺbke 35 cm sú sotva merateľné).

Hodnoty pôdnej reakcie sa vo všetkých bodoch skúmaného územia pohybujú nad pH sedem pričom zmeny sú od vrcholu k spodnej časti svahu nepatrné (graf 2) nakoľko pôda vznikla na karbonátovej spraši a aj pri odnose pôdnej hmoty v eróznej časti transektu sa k ornici prioráva karbonátové podložie.

Obr. 1



1 – báza, spodná časť transektu (akumulované pôdy), 2 – svah, erózná časť transektu (erodované pôdy), 3 – plošina, vrcholovo eluviálna časť transektu (neerodované, alebo mierne erodované pôdy)

Percentuálne zastúpenie ílových častíc (zrnitostná frakcia $< 0,01$ mm) v ornici sa nepatrne zvyšuje smerom od vrcholovej časti transektu k jeho akumuláčnej časti (graf 3). V podornici eróznej časti transektu dochádza k poklesu obsahu celkového ílu pričom sa tu zvyšuje zastúpenie prachových a pieskových častíc.

Fyzikálne vlastnosti (objemová hmotnosť, pórovitosť) ornice pôdy nachádzajúcej sa na transekte vytvárajú pre väčšinu poľnohospodárskych plodín optimálne podmienky vodného, vzdušného a teplotného režimu. Sú podobné na celom sledovanom úseku, mierne zvýšená objemová hmotnosť

bola nameraná v podornici akumuláčnej časti transektu (báza) čo môže byť spôsobené zvýšeným podielom ílových častíc v tejto časti (tab. 1).

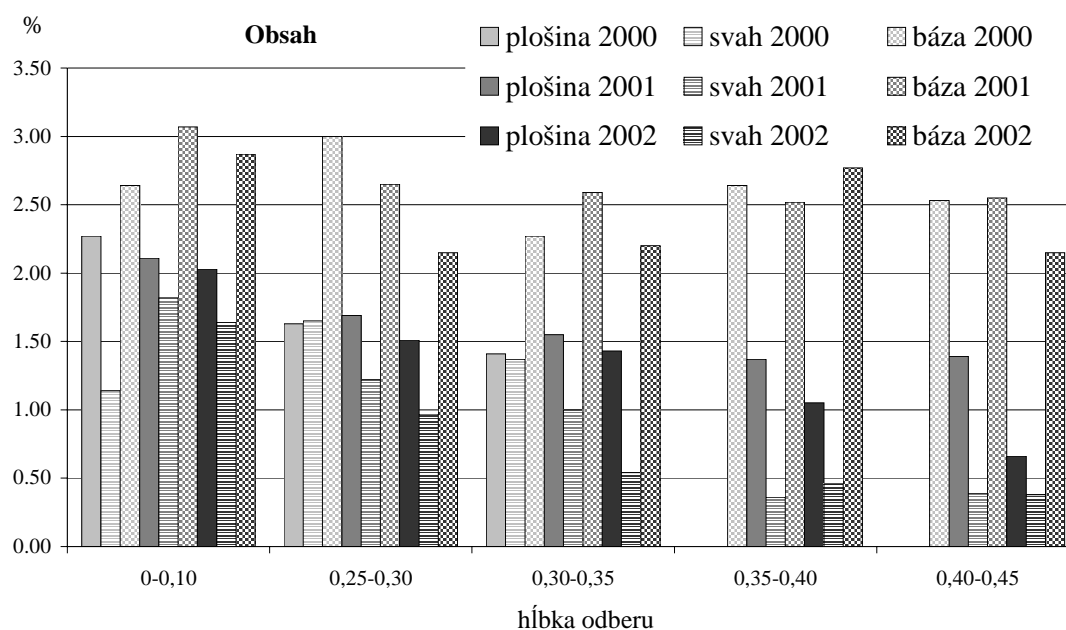
Tabuľka 1 Zmeny základných fyzikálnych vlastností v jednotlivých častiach transektu.

	Hĺbka m	Objemová hmotnosť g.cm ⁻³			PO obj. %		
		2000	2001	2002	2000	2001	2002
Voderady (plošina)	0 – 0,10	1,26	1,33	1,40	52,73	49,80	47,16
	0,30 – 0,35	1,30	1,38	1,28	53,71	49,95	52,01
Voderady (svah)	0 – 0,10	1,17	1,22	1,24	57,32	54,30	54,07
	0,30 – 0,35	1,33	1,28	1,23	49,09	53,77	54,60
Voderady (báza)	0 – 0,10	1,35	1,30	1,30	48,57	49,17	52,40
	0,30 – 0,35	1,48	1,45	1,48	44,62	44,72	45,01

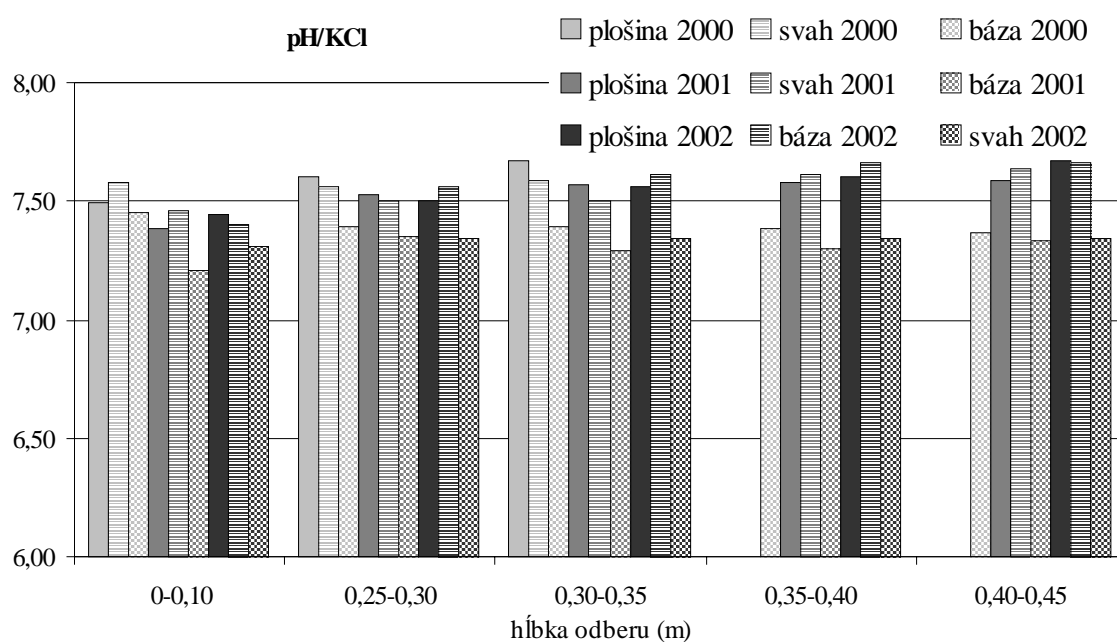
PO – celková pórovitosť

Časová dynamika zmien jednotlivých sledovaných parametrov za obdobie 2000 – 2002 sa na vybratom transekte výrazne neprejavila a zmeny sú len nepatrné. Vplyv na to má krátky časový úsek sledovania, počas ktorého pravdepodobne neprebehla výrazná erózna udalosť (dážď s vysokou erozivitou).

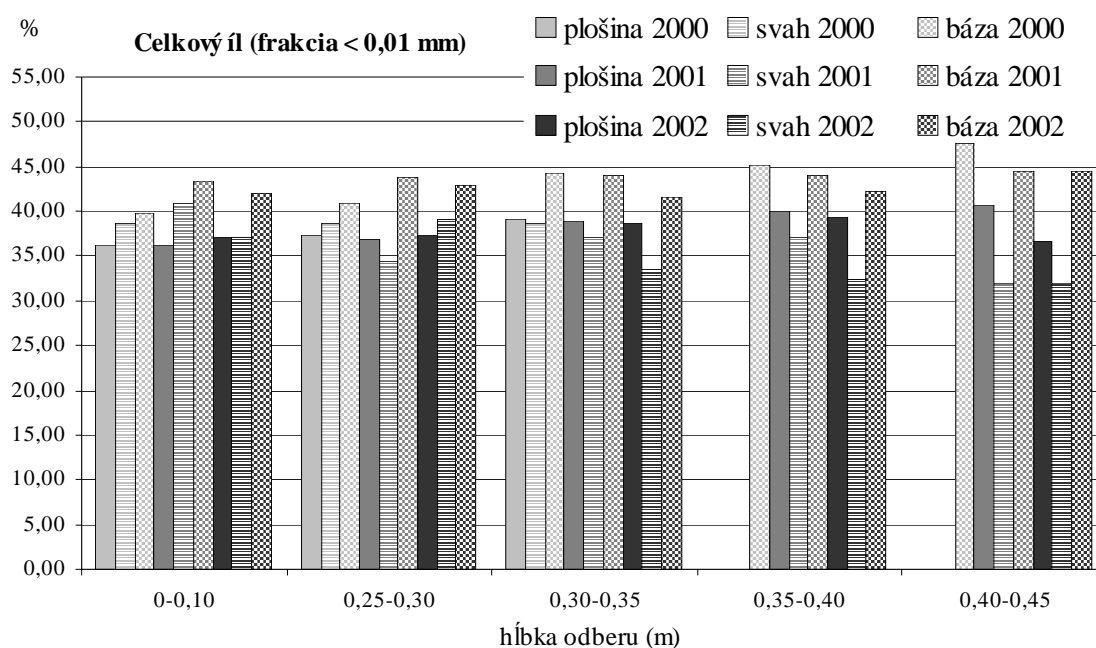
Graf 1



Graf 2



Graf 3



Záver

Namerané výsledky dosiahnuté na transekte vo Voderadoch potvrdzujú prítomnosť vplyvu eróžno-akumulačných procesov na kvantitatívne zmeny sledovaných pôdnych parametrov (priestorová diferenciácia). Najmä humus, ktorý je v pôde pomerne stály faktor je dobrým indikátorom vplyvu procesov vodnej erózie na pôdu (Styk, 2002). Jeho najnižšie koncentrácie v ornici sme namerali v eróznej časti svahu, pokým v báze (akumulačnej časti) boli najvyššie. V tejto časti sme zaznamenali pomerne vysoké hodnoty humusu aj v podornici.

Každoročné monitorovanie časovej dynamiky zmien pôdnych vlastností na jednotlivých transektoch neprinieslo požadované výsledky (zmeny pôdnych parametrov sú nepatrné) nakoľko sa jedná o veľmi krátky časový úsek sledovania. V budúcnosti budeme pôdne vzorky z transektov

odoberať v päťročných cykloch. Pri päťročnom cykle sledovania je väčšia šanca, že na tom ktorom transekte prebehne výraznejšia erózna udalosť, ktorá bude mať za následok viditeľnejšiu zmenu sledovaných vlastností.

Výsledky z lokality Voderady nám potvrdili vhodnosť používania družicových obrazových záznamov na lokalizáciu nových erózných transektov, na ktorých budeme v budúcnosti (v rámci monitoringu vplyvu vodnej erózie na zmenu sledovaných pôdných parametrov) sledovať vplyv procesov vodnej erózie na pôdu. Využitie DPZ sa však vzťahuje pravdepodobne len do oblasti výskytu pôd vyvinutých na sprašoidných substrátoch kde je dobre viditeľný kontrast medzi ornitou (resp. humusovým horizontom) a spodnejšími vrstvami pôdy resp. podloží. Pri nebadanom kontraste medzi vrstvami je dosť problematické využívať snímky DPZ na detekciu erodovaných pôd.

Literatúra

- FULAJTÁR, E., 1998: Identification of Severely Eroded Soils from Remote Sensing Data Tested in Rišňovce and Levice Pilot Areas. In: Vedecké práce 21, VÚPOP Bratislava, p. 27 – 54.
- FULAJTÁR, E. - JANSKÝ, L., 2001: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana, VÚPOP, Bratislava, 310 s.
- STYK, J., 2002: Sledovanie vplyvu vodnej erózie na zmeny pôdných vlastností (ako súčasť monitoringu pôd). In: Prvé pôdoznalecké dni v SR, VÚPOP Bratislava, s. 455 – 460.
- SVIČEK, M., 2000: Detection of Eroded Soil Areas from Satellite Image Interpretation on Trnavska Hilly Land, In: Vedecké práce 23, VÚPOP Bratislava, p. 165 – 168.
- SVIČEK, M., 2003: Modelling of Potential Erosion and Detection of Eroded Soil Areas on Trnavska Hilly Land and Highland of Krupina Using Remote Sensing Methods. In: Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia, VÚPOP Bratislava, p. 137 – 151.
- ŠÚRI, M., 1996: Analýza a hodnotenie možnosti využitia diaľkového prieskumu Zeme vo výskume erózie pôdy. Geografický časopis, 48, s. 73 – 92.

Komparácia pôdných jednotiek v taxonómiách MKSPS-2000 a WRB-1998

Comparison of Soil Units in Taxonomies MSCSS-2000 and WRB-1998

Bohumil ŠURINA

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10 Bratislava, SR,
e-mail: surina@vupu.sk

Abstrakt

Práca voľne nadväzuje na publikáciu Pôdy SR v systéme WRB-98 (7), v ktorej boli hodnotené jeho klady a zápory z hľadiska využitia v podmienkach Slovenska a navrhujú sa riešenia pre bezproblémovú identifikáciu pôd, predovšetkým černoziemí. V práci je podaná stručná charakteristika pôdných skupín (*soil groups*) a nižších jednotiek (*qualifiers*) a komparačná tabuľka pôdných jednotiek taxonómií MKSPS-2000 (Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska) a WRB-1998 (World Reference Base for Soil Resources).

Kľúčové slová: Klasifikačný systém, taxonómia, WRB-98, MKSPS-2000, diagnostické kritériá, komparácia, pôdne skupiny, nižšie jednotky.

Abstract

The work freely follows up the publication Slovak Soils in the WRB-98 System where the WRB-98 system's pros and cons were evaluated with respect to its utilization under the Slovak conditions. However, the most feasible means of the soil identification, particularly the Chernozems, are recommended within the work. Further, the comprehensive characterization of the soil groups and qualifiers are given herein. Apart of that, the work provides with the comparative table of the soil unit taxonomy MKSP-2000 (Morphogenetic Soil Classification System of Slovakia) and WRB-1998 (World Reference Base for Soil Resources).

Keywords: classification system, taxonomy, WRB-98, MKSPS-2000, diagnostic criteria, comparison, soil groups, qualifiers.

Úvod

Po konzultáciách s tvorcami taxonómie WRB-98 a vyriešení niektorých, aj keď nie všetkých komparačných diagnostických problémov medzi našimi taxonómiami, sa aj na našich odborných pracoviskách čoraz častejšie používa taxonómia WRB-98 ako medzinárodný dorozumievací prostriedok pôdozvedcov. Pre rok 2002 sľubované nové revidované a doplnené vydanie sa neuskutočnilo a v dohľadnej dobe sa ani neočakáva. Z týchto dôvodov sme sa rozhodli zostaviť tabuľku s porovnaním taxonomických jednotiek Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska (MKSPS-2000) a komprehenzívneho klasifikačného systému pôd *World Reference Base for Soil Resources* (WRB-98).

Porovnanie taxónov

1. Všeobecné pravidlá zostavenia taxónov vo WRB-98

- Pre správne určenie taxónu možno použiť nižšie jednotky – *qualifiers* zo zoznamu rôznych pôdných skupín – *soil groups*, pretože súčasný zoznam *qualifiers* vo WRB nie je komprehenzívny. Príklad: u Chernozems možno použiť *qualifier* *Calcaric*, hoci v zozname černozev nie je uvedený.
- *Qualifiers* možno podľa stanovených zásad vzájomne kombinovať. Kombinácia môže pozostávať maximálne z dvoch *qualifiers*. Ak sú pre lepšie vyjadrenie potrebné ďalšie názvy, uvedú sa za menom pôdnej skupiny v zátvorke. Príklad: Gleyi-Chernic Chernozem (*Calcic and Vermic*).
- Pre jednotné vyjadrenie taxónov je odporúčané (ale stále ešte diskutované, nefinalizované a problematické) dodržiavať poradie pri vyjadrení *qualifiers* tak, ako sú uvedené v oficiálnom zozname WRB pre jednotlivé pôdne skupiny. Prioritné pravidlá uvedené v systéme WRB-98 (5) však boli v roku 2001 autormi (3) výrazne pozmenené (čiastočne aj vrátane poradia *qualifiers* u jednotlivých *soil groups*!). Platí však prioritné pravidlo: ako prvý (t.j. tesne pred názvom pôdnej skupiny) sa uvádza dominantný *qualifier* s najvyššou prioritou, ktorého diagnostické kritériá majú priamu väzbu na pôdnu skupinu a vyjadrujú jej dominantnú vlastnosť, pred ním cez pomlčku *qualifier* vyjadrujúci prechod k inej pôdnej skupine (medziskupinové znaky). *Qualifiers* vyjadrujúce sekundárne charakteristiky a vlastnosti majú najnižšiu prioritu. *Qualifier* *Haplic* vyjadrujúci centrálny koncept pôdnej skupiny sa uvádza vždy pred názvom *soil group*. Príklad: Gleyi-Chernic Chernozem, kde *Chernic* vyjadruje špeciálny typ molického horizontu v pedone černozev a *Gleyic* znaky prechodu do skupiny Gleysols. V komparačnej tabuľke (tab. 1) poradie *qualifiers* v pôdnej jednotke prihliada na potreby komparácie.
- Názvy *qualifiers* môžu byť upresnené indikátormi hĺbky, hrúbky a intenzity tak, ako sú uvedené v taxonómii WRB-98 (*Epidystric*, *Hypercalcic* a pod.).

2. Komparácia pôdnych jednotiek klasifikačného systému MKSPS-2000 s jednotkami WRB-1998

Tabuľka 1 Komparácia pôdnych jednotiek klasifikačného systému MKSPS-2000 s jednotkami WRB-1998

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
Litozem	modálna, v. silikátová modálna, v. karbonátová organogénna	LIm ^q LIm ^c LIo	Lithic Leptosol 1. Rendzi-Lithic Leptosol, Calcaric-Lithic Leptosol 1. Histi-Lithic Leptosol 2. Foli-Lithic Leptosol	Lithic, Rendzic, Histic (n), Follic (n), Calcaric, Haplic
Regozem	modálna, v. silikátová modálna, v. karbonátová kultizemná podzolová pseudoglejová glejová	RMm ^q RMm ^c RMa RMp RMg RM _G	1. Eutric Regosol, 2. Dystric R., 3. Protic Arenosol Calcaric Regosol (kat. ľahká: Calcaric Arenosol) ako iné RM Spodi-Dystric Regosol Stagni-Dystric Regosol Gleyic Regosol	Gleyic, Stagnic, Spodic, Calcaric, Dystric, Eutric, Haplic (u Regosols aj Arenosols), Protic (iba Arenosols), Arenic, Anthropic (iba u Regosols)
Fluvizem	modálna (nasýtená) modálna, v. kyslá modálna, v. karbonátová kultizemná glejová slanisková slancová	FMm FMm ^a FMm ^c FMa FM _G FM _S FM _C	Eutric Fluvisol Dystric Fluvisol Calcaric Fluvisol ako iné FM 1. Gleyic Fluvisol, 2. Endogleyic Fluvisol Hyposalic Fluvisol Hyposodic Fluvisol	Gleyic, Endogleyic, Arenic (textúrne ľahké FM), Calcaric, Hyposalic, Hyposodic, Skeletal (psefitické FM), Dystric, Eutric, Haplic
Ranker	modálny, v. kyslý modálny, v. nasýtený kultizemný organogénny kambizemný, v. kyslý kambizemný, v. nasýtený andozemný	RNm ^a RNm ⁿ RNa RNo Rnk ^a Rnk ⁿ RNn	1. Skeletic (Skeli-Dystric) Leptosol 2. Umbric Leptosols, 3. Dystric Leptosol 1. Skeletic (Skeli-Eutric) Leptosol 2. Mollic Leptosols, 3. Eutric Leptosol ako iné RN 1. Foli-Skeletic Leptosol 2. Histi-Skeletic Leptosol 1. ako RNm ^a , 2. Cambi-Dystric Leptosol 1. ako RNm ⁿ , 2. Cambi-Eutric Leptosol Andi-Skeletic Leptosol	Umbric, Skeletic, Mollic, Humic, Dystric, Eutric, Haplic, Andic (n), Follic (n), Histic (n)

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
	podzolový	RNp	ako RNm ^a	
Rendzina	modálna kultizemná organogénna litozemná kambizemná sutinová rubifikovaná var.: vylúhovaná	RAm RAa RAo RAq RAk RAj RAr RA ^v	Rendzic Leptosol ako iné RAm 1. Foli-Rendzic Leptosol 2. Histi-Rendzic Leptosol Rendzic Leptosol Rendzic Leptosol Skeli-Rendzic Leptosol Chromi-Rendzic Leptosol ako iné RA	Rendzic, Chromic, Skeletic, Folic (n), Histic (n)
Pararendzina ²⁾	modálna kultizemná kambizemná pseudoglejová rubifikovaná var.: vylúhovaná	PRm PRa PRk PRg PRr PR ^v	1. Calcari-Mollic Cambisol, 2. Calcaric Cambisol ako iné PR 1. Calcari-Mollic Cambisol, 2. Calcari-Calci C. Stagni-Calcaric Cambisol Chromi-Calcaric Cambisol 1. Calci-Mollic Cambisol, 2. Calci Cambisol	Leptic, Stagnic (n), Mollic, Calcaric, Calcic, Chromic, Eutric
Smonica	modálna kultizemná pseudoglejová var.: karbonátová	SAm SAa SAg SA ^c	1. Pellic Vertisol 2. Haplic Vertisol, 3. Calcic V. ako iné SA 1. Stagni-Haplic Vertisol (Pellic) 2. Stagni-Calci Vertisol (Pellic and Grumic) Calcari-... Vertisol	Calcic, Calcaric, Pellic, Grumic, Eutric, Stagnic (n), Haplic
Černoze	modálna kultizemná hnedozemná luvizemná kambizemná čiernicová slanisková var.: karbonátová	ČMm ČMa ČMh ČMI ČMk ČMč ČMs ČM ^c	1. Haplic Chernozem, 2. Vermic-Chernic Ch. (Hypo- calcic) ako iné ČM Luvi-Vermic Chernozem (Calcic) 1. Calci-Luvic Chernozem, 2. Luvic Phaeozem Cambi-... Chernozem Chernic Chernozem (Vermic) Hypocalic Chernozem Calcari-... Chernozem	Chernic, Vertic (n) (Verti-... = textúr- ne ťažké), Luvic, Calcic (Hypocalcic, Hypocalcic, Orthocalcic), Vermic, Cambic (n), Hypocalic, Calcaric, Haplic
Čiernica	modálna	ČAm	1. Mollic Fluvisol (z aluviálnych sedimentov)	Chernic, Vertic (n), Calcic (Hypocal-

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
	kultizemná	ČAa	2. Endogleyi-Haplic Chernozem (z nealuviálnych s.) ako iné ČA	cic, Hypocalcic, Orthicalcic), Vermic, Hyposalic, Hyposodic, Endogleyic,
	černozečná glejová organozečná slancová slanisková var.: karbonátová	ČAb ČAg Čat ČAc ČAs ČAc	1. Mollic Fluvisol (z aluviálnych sedimentov) 2. Endogleyi-Haplic Chernozem (z nealuviálnych s.) Mollic Gleysol Histi-Mollic Gleysol Hyposodic ... Hyposalic ... Calcari-	Mollic, Histic (n), Pachic, Haplic
Hnedozem	modálna var.: kyslá kultizemná luvizemná pseudoglejová rubifikovaná	HMm HMm ^a HMa HMI HMg HMr	1. Cutani-Haplic Luvisol, 2. Calcic L., 3. Areni- Lamellic Luvisol až Lamellic Arenosol (kat. Fahká) Dystri-Haplic Luvisol (Cutanic) ako iné HM Albi-Haplic Luvisol (Cutanic) Stagni-Haplic Luvisol (Cutanic) Chromic Luvisol (Cutanic)	Calcic, Arenic, Stagnic, Albic (n), Lamellic, Chromic, Cutanic, Dystric, Haplic
Luvizem	modálna var.: kyslá kultizemná podzolová pseudoglejová rubifikovaná	LMm LMm ^a LMa LMp LMg LMr	Cutani-Albic Luvisol 1. Albi-Dystric Luvisol (Cutanic) 2. Glossalbi-... L. ako iné LM Haplic Albeluvisol 1. Albi-Stagnic Luvisol, 2. Stagnic Albeluvisol Albi-Chromic Luvisol	Leptic, Calcic, Arenic, Stagnic, Albic, Glossalbic, Lamellic, Chromic, Cutanic, Dystric, Haplic
Kambizem	modálna, v. nasýtená modálna, v. kyslá kultizemná rendzinová pararendzinová podzolová	KMm ⁿ KMm ^a KMa KMv KMi KMp	Eutric Cambisol 1. Dystric Cambisol 2. Haplic Umbrisol 3. Skeletic Umbrisol ako iné KM Eutric Cambisol Eutric Cambisol Entic Podzol	Leptic, Arenic, Vertic, Stagnic, Gleyic, Andic, Vitric, Luvic, Skeletic, Chromic, Dystric Eutric, Entic (len u Podzols), Haplic

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
	andozemná	KMn	1. Andi-... Cambisol	
	luvizemná	KMI	2. Vitri-... Cambisol Luvi-... Cambisol	
	pseudoglejová glejová rubifikovaná	KMg KM _G KMr	Stagni-... Cambisol Gleyic Cambisol (Eutri-, Dystri-) Chromic Cambisol	
Andozem	modálna, v. nasýtená modálna, v. kyslá	AMm ⁿ AMm ^a	Eutri-... Andosol 1. Dystri-Fulvic Andosol 2. Dystri-Fulvic Andosol (Pachic) 3. Dystri-Melanic Andosol 4. Skeleti-... Andosol ako iné AM	Eutrisilic, Silic, Melanic, Fulvic, Pachic, Mollic, Umbric, Leptic, Skeletic, Dystric, Eutric, Haplic
	kultizemná rankrová	AMa AMu	Skeleti-Leptic Andosol	
	modálny	PZm	1. Haplic Podzol, 2. Umbric Podzol	Gleyic, Stagnic, Carbic, Rustic, Histic,
	kultizemný kambizemný	PZa PZk	3. Rustic (al. Rusti-...) Podzol (ak má <i>iron pan</i>) ako iné PZ, lokálne Anthri- ... Podzol 1. Enti-Haplic Podzol 2. Enti-... Podzol	Umbric, Entic, Placic, Skeletic, Lamellic, Anthric (n), Haplic
	glejový organozemný	PZ _G PZo	Gleyic (al. Stagnic) Podzol 1. Histic Podzol 2. Histi-Haplic Podzol	
	humusovo-železitý	PZz	1. Haplic Podzol, 2. Umbric Podzol 3. ako iné PZ ³⁾	
Pseudoglej	modálny	PGm	1. Albi-Dystric Planosol	Histic (n), Gleyic, Calcic, Luvic, Umbric,
	var.: nasýtený	PGm ⁿ	2. Dystric Planosol 1. Albi-Eutric Planosol 2. Eutric Planosol	Arenic, Albic, Chromic, Dystric, Eutric, Haplic
	kultizemný	PGa	ako iné PG	
	luvizemný	PGl	1. Albi-Luvic Planosol 2. Luvic Planosol	

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
	stagnoglejový glejový organozemný rubifikovaný	PGx PG _G PG _t PG _r	1. Albic Planosol, 2. Albi-Haplic Planosol Gleyic Planosol Histi-... Planosol 1. Chromic Planosol, 2. Chromi-... Planosol	
Glej	modálny kultizemný močiarový organozemný var.: kyslý karbonátový tiónový	GL _m GL _a GL _{ly} GL _t GL ^a GL ^c GL ^t	1. Haplic Gleysol 2. Eutri-Haplic Gleysol ako iné GL Histi-Humic Gleysol 1. Histi-Humic Gleysol 2. Histi-Haplic Gleysol 1. Dystric Gleysol. 2. Dystric-... Gleysol 1. Calcaric Gleysol, 2. Calcaric-... Gleysol 1. Thionic Gleysol, Thioni-... Gleysol	Histic (n), Thionic, Calcic, Arenic, Humic, Calcaric, Dystric, Eutric, Haplic
Organozem	modálna slatinná kultizemná litozemná glejová var.: nasýtená kyslá karbonátová	OM _m OM _e OM _a OM _q OM _G OM ⁿ OM ^a OM ^c	Fibri-Dystric Histosol Foli-Eutric Histosol ako iné OM Lepti-... Histosol 1. Foli-Eutric Histosol 2. Histic Gleysol ...-Eutric Histosol ...-Dystric Histosol ...-Calcaric Histosol	Folic, Fibric, Sapric, Ombric ⁴⁾ , Rheic, Leptic (n), Dystric, Eutric, Calcaric
Slanisko	modálne kultizemné slancové glejové čiernicové var.: karbonátové sulfidické	SK _m SK _a SK _c SK _G SK _č SK ^c SK ^s	1. Haplic Solonchak, 2. Ochri-Haplic Solonchak 3. Salic Fluvisol ⁵⁾ ako iné SK 1. Sodic Solonchak, 2. Salic Solonetz Gleyic Solonchak Mollic Solonchak ⁶⁾ Calcaric-... Solonchak Sulphatic Solonchak	Histic (n), Gleyic, Sodic, Mollic, Ochric, Sulphatic, Carbonatic, Calcaric, Haplic

	MKSPS - 2000		WRB – 1998: Pôdne skupiny a typické jednotky	Zoznam možných <i>qualifiers</i> ¹⁾
Slanec	modálny kultizemný solod'ový fluvizemný čiernicový	SCm SCa SCd SCf SCč	1. Haplic Solonetz, 2. Gleyic Solonetz ako iné SC Albi-Haplic Solonetz 1. Haplic Solonetz, 2. Gleyic S., 3. Sodíc Fluvisol Mollic Solonetz ⁶⁾	Gleyic, Salic, Mollic, Calcic, Albic (n), Humic, Haplic
Kultizem	pôdna forma: záhradná rigolovaná terasovaná	KT ^g KT ^r KT ^t	Hortic Anthrosol Aric Regosol Aric Regosol	U Anthrosols: Hortic, U Regosols: Anthropic, Aric, Garbic, Reducitic, Spolic, Urbic, Skeletic, Dystric, Eutric, Calcaric
Antrozem	pôdna forma: urbická depóniová haldová	AN ^u AN ^d AN ^b	Urbi-Anthropic Regosol Reducti-Anthropic Regosol Spoli-Anthropic Regosol (Skeletic)	
Vysvetlivky: <ul style="list-style-type: none"> - ^(u) - V príslušnej pôdnej skupine možno qualifier použiť len na vyjadrenie jeho náznakov. - ¹⁾ - Zoznam možných <i>qualifiers</i> v podmienkach Slovenska. <i>Qualifiers</i> možno vzájomne kombinovať podľa stanovených pravidiel. - ²⁾ - Podľa ďalších charakteristík (hlbka sola, ochric h., mollic h. a i.), môžu byť aj v skupine Leptosols, Regosols a Chernozems. - ³⁾ - Podzoly vo WRB nemajú ekvivalent našich železitých a humusovo-železitých PZ. - ⁴⁾ - Charakteristiky jednotky Ombric sú v publikáciách nejednoznačné, až protirečivé. Charakteristiky jednotiek Follic a Fibric v MKSPS a WRB nie sú plne zhodné. - ⁵⁾ - SKm z aluviálnych sedimentov. - ⁶⁾ - Všetky SK a SC s molickým A-horizontom. 				

3. Použité qualifiers a ich základné charakteristiky

- Albic** – s *Albic* (eluviálnym) horizontom do 100 cm od povrchu.
- Andic** – s *Andic* horizontom do 100 cm od povrchu: objemová hmotnosť $\leq 0,9 \text{ kg dm}^{-3}$, vitrický materiál pod 10 %, mocnosť $\geq 30 \text{ cm}$.
- Anthric** – znaky kultivačnej činnosti človeka.
- Anthropic** – s antropogeomorfným materiálom (len u *Regosols*).
- Arenic** – textúrne ľahká pôda min. do 50 cm od povrchu.
- Aric** – len so zvyškami diagnostických horizontov v dôsledku opakovanej rigolácie, resp. iného hĺbkového kultivačného zásahu.
- Calcaric** – s karbonátmi minimálne v hĺbke 20 – 50 cm od povrchu.
- Calcic** – s *Calcic* (kalcikovým) horizontom, alebo s koncentráciou sekundárnych karbonátov v hĺbke 50 – 100 cm od povrchu.
- Cambic** – neoficiálny *qualifier*; prefixom „Cambi-“, vyjadruje náznaky kambického horizontu v pôdnej jednotke.
- Carbic** – s tmavou cementáciou *Spodic* horizontu v dôsledku nedostatku amorfného železa (len u *Podzols*).
- Carbonatic** – s $\text{pH} > 8,5$ (len u *Solonchaks*).
- Cutanic** – s koloidnými povlakmi v *Argic* (luvickom) horizonte (len u *Luvisols*).
- Dystric** – s nasýtenosťou bázami pod 50 % (1 M NH_4OAc), min. v hĺbke 20 – 100 cm od povrchu.
- Endogleyic** – s redukčným Gr-horizontom v hĺbke 50 – 100 cm od povrchu.
- Entic** – bez *Albic* (eluviálneho) horizontu nad kyprým (sytkým) *Spodic* (podzolovým) horizontom (len u *Podzols*).
- Eutric** – s nasýtenosťou bázami nad 50% (1 M NH_4OAc), min. v hĺbke 20 – 100 cm od povrchu.
- Eutrisilic** – so *sil-andic* horizontom a sumou výmenných báz v jemnozemi $25 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, do 30 cm od povrchu.
- Fibric** – s min. 2/3 (obj.) organického pôdneho materiálu s rozoznatelnými rastlinnými pletivami (v plnom význame len u *Histosols*).
- Folic** – s *Folic* horizontom, t.j. dobre prevzdušneným organickým pôdnym materiálom, saturovaným vodou po menej než 1 mesiac v roku, ktorý má nad 20 váhových percent C_{ox} a mocnosť nad 10 cm (v plnom význame len u *Histosols*).
- Fulvic** – s *Fulvic* horizontom do 30 cm od povrchu, ktorý má andické znaky, ale Chroma za vlhka ≤ 2 , melanický index nad 1,7, C_{ox} nad 6 %, a kumulatívna mocnosť $\geq 30 \text{ cm}$.
- Garbic** – s akumuláciou antropogeomorfného pôdneho materiálu, obsahujúceho viac ako 35 obj. percent organického odpadu (len u *Anthropic Regosols*).
- Gleyic** – s redukčným Gr-horizontom do 100 cm od povrchu.
- Glossalbic** – s jazykovitým prechodom *Albic* (eluviálneho) horizontu do *Argic* (luvického) horizontu.
- Grumic** – s povrchovou mulčovou (drobnogranlárnou) vrstvou mocnosti $\geq 3 \text{ cm}$ (len u *Vertisols*).
- Haplic** – vyjadruje typickú (modálnu) pôdnu jednotku v *Soil Group*.

- Histic** – s *Histic* (organozemným) horizontom, ktorý má min. 12 váhových percent C_{ox} , nasýtenosť vodou min. 1 mesiac v roku a mocnosť ≥ 10 cm pri nástupe pevnej horniny, al. ≥ 40 cm bez prítomnosti pevnej horniny.
- Hortic** – s *Hortic* (záhradným) horizontom, u *Anthrosols* mocnosti ≥ 50 cm, u iných *Soil Groups* ≤ 50 cm. *Hortic* horizont: dlhodobá intenzívna kultivácia, Chroma za vlhka ≤ 3 , $C_{ox} \geq 1$ %, nasýtenosť bázami nad 50 % (1 M NH_4OAc).
- Humic** – u *Leptosols* s C_{ox} nad 2% v jemnozemi do 25 cm od povrchu.
- Hypercalcic** – s *Calcic* (kalcikovým) horizontom, s obsahom karbonátov nad 50 %.
- Hypocalcic** – len s koncentráciou sekundárnych karbonátov do 100 cm od povrchu.
- Hyposalic** – s elektrickou vodivosťou ≥ 4 dS m^{-1} aspoň v niektorom subhorizonte do 100 cm.
- Hyposodic** – s výmenným $Na^+ \geq 6$ % aspoň v niektorom subhorizonte do 100 cm od povrchu, s mocnosťou nad 20 cm.
- Chernic** – s *Chernic* horizontom, t.j. výraznejším typom *Mollic* horizontu, ktorý má kvalitnú štruktúru, Chroma a Value za vlhka < 2 , znaky biologického oživenia v horizonte nad 50 obj. percent, $C_{ox} \geq 1,5\%$, nasýtenosť bázami nad 80% (1 M NH_4OAc) a mocnosť nad 35 cm vrátane prechodného horizontu (len u *Chernozems*).
- Chromic** – s B-horizontom, ktorý má Hue 7.5YR a Chroma za vlhka nad 4, alebo Hue červenšie ako 7.5YR.
- Lamellic** – s lamelárnou akumuláciou ílu, kde sumárna mocnosť lamiel je min. 15 cm, do 100 cm od povrchu.
- Leptic** – s nástupom pevnej horniny v hĺbke 25 až 100 cm od povrchu.
- Lithic** – s nástupom pevnej horniny do 10 cm od povrchu.
- Luvic** – s *Argic* (luvickým) horizontom, ktorý má sorpčnú kapacitu ≥ 24 cmol_c kg^{-1} a nasýtenosť bázami nad 50 % (1 M NH_4OAc) v celom horizonte do 100 cm od povrchu.
- Melanic** – s *Melanic* horizontom ktorý má: charakteristiky *Andic* horizontu a Chroma ≤ 2 , melanický index $\leq 1,7$, nad 6 váhových percent C_{ox} a kumulatívnu mocnosť ≥ 30 cm (len u *Andosols*).
- Mollic** – s *Mollic* horizontom, t.j. Chroma a Value za vlhka $< 3,5$, $C_{ox} \geq 0,6$, nasýtenosť bázami nad 50 % (1 M NH_4OAc), mocnosť nad 10 cm ak leží na pevnej hornine al. pane, mocnosť ≥ 20 cm ak mocnosť sola je < 75 cm, mocnosť ≥ 25 cm ak mocnosť sola je > 75 cm.
- Ochric** – s *Ochric* horizontom: Chroma a Value $> 3,5$, $C_{ox} < 0,6$, alebo mocnosť < 10 cm ak leží na pevnej hornine al. pane, mocnosť < 20 cm ak mocnosť sola je < 75 cm, mocnosť < 25 cm ak mocnosť sola je > 75 cm.
- Ombric** – s vodným režimom podmieneným podzemnou vodou (len u *Histosols*).
- Orthicalcic** – s *Calcic* (kalcikovým) horizontom v hĺbke 0 – 100 cm od povrchu.
- Pachic** – s *Mollic* al. *Umbric* horizontom mocnosti nad 50 cm.
- Pellic** – s Value za vlhka $\leq 3,5$ a s Chroma za vlhka $\leq 1,5$ v hĺbke 0 – 30 cm (len u *Vertisols*).
- Placic** – scementovatený subhorizont *Spodic* horizontu. Cementácia komplexu organických látok a hliníka a prípadne tiež železa, s mocnosťou ≥ 1 cm (len u *Podzols*).
- Protic** – bez zreteľných vývojových znakov horizontu (len u *Arenosols*).
- Reductic** – v anaerobných podmienkach, spôsobených plynými emisiami – metán, CO_2 a pod. (len u *Anthropic Regosols*).

- Rendzic** – s *Mollic* horizontom ktorý obsahuje, alebo priamo leží na karbonátovom materiáli s obsahom nad 40 % karbonátov (len u *Leptosols*).
- Rheic** – s vodným režimom podmieneným povrchovou vodou (len u *Histosols*).
- Rustic** – scementovatený *Spodic* horizont s dostatkom amorfného železa, načervenelej farby.
- Salic** – so *Salic* horizontom do 100 cm od povrchu, ktorý má elektrickú vodivosť nad 15 dS m⁻¹, alebo nad 8 dS m⁻¹, ak pH/H₂O je nad 8,5, alebo < 3,5 u *Sulphatic Solonchaks*.
- Sapric** – s obsahom rozloženého organického pôdneho materiálu, v ktorom možno rozoznať menej ako 1/6 rastlinných pletív.
- Silic** – majúci *Andic* horizont, s obsahom kremíka ≥ 0,6 % (vyextrahovaného roztokom kyslého oxalátu – šťavelanu s pH 3), alebo pomer Al_{py}/Al_{ox} < 0,5 (len u *Andosols*).
- Skeletal** – s obsahom skeletu 40 – 90 váhových percent do hĺbky 100 cm od povrchu.
- Sodic** – s obsahom výmenného Na⁺ > 15 % v hĺbke do 50 cm od povrchu (**Endosodic** = s obsahom výmenného Na⁺ > 15 % v hĺbke 50 – 100 cm od povrchu).
- Spodic** – so *Spodic* horizontom, ktorý má farbu za vlhka 7,5YR 5/4 a červenšiu, alebo 10YR 3/2 a tmavšiu, alebo scementovaný subhorizont a C_{ox} ≥ 0,6 %, pH/H₂O ≤ 5,9, aspoň 0,5 % Al_{ox} + ½ Fe_{ox} a má min. dvojnásobok Al_{ox} + ½ Fe_{ox} ako nadložný horizont a mocnosť ≥ 2,5 cm.
- Spolic** – s akumuláciou antropogeomorfneho materiálu, obsahujúceho viac ako 35 % (obj.) priemyselných odpadov (len u *Anthropic Regosols*).
- Stagnic** – so znakmi oglejenia v dôsledku pôsobenia povrchových vôd s takou intenzitou, že vytvoria redukčné podmienky: prítomnosť Fe²⁺ a Fe³⁺, prítomnosť *Albic* (vybieleného eluviálneho) horizontu, alebo mramorovanej matrix (pedy na povrchu sú svetlejšej farby ako vo vnútri pedu).
- Sulphatic** – s obsahom SO₄ >> HCO₃ > Cl vo vodnom výluhu (1:1) (len u *Solochaks*).
- Thionic** – so *Sulfuric* horizontom, alebo sulfidickým úložným materiálom, ktorý má pH/H₂O < 3,5, žltoranžové škvrny jarožitu, alebo ≥ 0,05 % vodorozpuštných síranov a mocnosť ≥ 15 cm.
- Umbric** – s *Umbric* horizontom, ktorý má Value a Chroma za vlhka < 3,5, nasýtenosť bázami pod 50 % (1 M NH₄OAc), C_{ox} ≥ 0,6 %, mocnosť ako u *Mollic* horizontu.
- Urbic** – s akumuláciou antropogeomorfneho materiálu obsahujúceho viac ako 35 % zmesi zeminy, stavebných trosiek a rumovísk (len u *Anthropic Regosols*).
- Vermic** – s prejavmi vysokej biologickej aktivity (výplne chodbičiek po dažďovkách, krotoviny, zooedafón) ≥ 50 % (obj.) do 100 cm od povrchu, alebo po nepriepustnú vrstvu.
- Vertic** – s *Vertic* horizontom do 100 cm od povrchu, ktorý má: v dôsledku zmršťovania a napučievania flov vyhladené (sklzné) plochy na povrchu agregátov („*slickensides*“), alebo ostrohranné pararelepipédálne agregáty romboedrickej štruktúry, obsah ílu ≥ 30 % a mocnosť ≥ 25 cm.
- Vitric** – s *Vitric* horizontom do 100 cm od povrchu (a bez *Andic* horizontu nad *Vitric* horizontom), ktorý má: ≥ 10 % vitrických zložiek (sopečné sklo) a < 10 % ílu, alebo objemovú hmotnosť > 0,9 kg dm³, alebo Al_{ox} + ½ Fe_{ox} > 0,4 % a mocnosť ≥ 30 cm.

Záver

Vypracovaná komparácia pôdnych jednotiek taxonómií MKSPS-2000 a WRB-1998 je adresovaná predovšetkým občasným užívateľom klasifikačných systémov. Má slúžiť ako pomocný a podkladový materiál pri práci s taxonómiou WRB. Nechce a nemôže nahradiť prácu s ňou, ale môže túto prácu uľahčiť pri určovaní pôdnych jednotiek v podmienkach Slovenska.

Literatúra

- BRIDGES, E.M. - BATJES, N.H. - NACHTERGAELE, F.O., 1998: World Reference Base for Soil Resources Atlas. Acco, Leuven/Amersfoort.
- DECKERS, J.A. - NACHTERGAELE, F.O. - SPAARGAREN, O.C., 1998: World Reference Base for Soil Resources – Introduction. Acco, Leuven/Amersfoort.
- DRIESSEN, P. - DECKERS, J. - SPAARGAREN, O. - NACHTERGAELE, F., 2001: Lecture Notes on the Major Soils of the World. World Soil Resources Reports 94. FAO, Rome.
- ISSS-ISRIC-FAO, 1994: World Reference Base for Soil Resources. Draft. Wageningen/Rome.**
- ISSS-ISRIC-FAO, 1998: World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 84. FAO, Rome.
- ŠURINA, B., 1997: World Reference Base for Soil Resources – Its Evaluation from the Point of View of Slovak M.S.C.S. Soil Units Comparison. In: Vedecké práce 20/I. VÚPÚ, Bratislava.
- ŠURINA, B., 2002: Pôdy SR v systéme WRB-98. In: zborník Prvé pôdoznalecké dni v SR, diel A. VÚPOP, Bratislava
- VÚPOP-SPS, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska – Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, Bratislava.

Changes in the Properties of Podzol Soils Influenced by Alkaline Pollution (Administrative District: Świętokrzyski, Poland)

Zmeny vo vlastnostiach podzolových pôd pod vplyvom alkalického znečistenia (okres Swietokrzyski, Poľsko)

Anna ŚWIERCZ

*Institute of Geography, Pedagogical Academy, Świetokrzyska 15, 25-406 Kielce, Poland,
e-mail: swierczag@poczta.net.pl*

Abstract

The aim of this paper is to determine the influence of emission from Ożarów Cement Plant (in Poland) on the chemical properties of the soils being under its direct impact. Chemical properties podzolic-rusty soils were strongly disturbed by emission of alkaline dust. The following has been noticed: the change of pH value of soil from 8.6 in the organic horizons and 5.5 in the mineral horizons, the change of CaCO_3 at the depth of 30 – 40 cm (to 28 % in the horizons of Ol, Ofh), the considerable decrease in the hydrolytic acidity, aluminum and exchangeable hydrogen, the saturation of the sorption complex mainly by cations of Ca^{2+} and Mg^{2+} in 80 – 90 % (organic horizons), the considerable salinity of the organic horizons from 260 mg KCl/100g, slight increase of humus and nitrogen in the soils compared with the soils of the similar profile structure free from anthropogenic influence.

Keywords: Podzol soils, soil properties changes, alkaline pollution, anthropogenic influence

Abstrakt

Cieľom tohto príspevku je stanoviť vplyv emisií cementárne Ożarów (Poľsko) na chemické vlastnosti pôd, ktoré sú pod ich priamym vplyvom. Chemické vlastnosti podzolových hrdzavých pôd boli silne narušené emisiami alkalického prachu. Bolo zistené nasledovné: zmena hodnoty pH pôdy 8.6 v humusových horizontoch a 5.5 v minerálnych horizontoch, zmena CaCO_3 v hrúbke 30 – 40 cm (do 28 % v horizontoch Ol, Ofh), značný pokles hydrolytickej acidity, hliníka a výmenného vodíka, nasýtenie sorpčného komplexu hlavne kationmi Ca^{2+} a Mg^{2+} na 80 – 90 % (v organických horizontov), značné zasolenie organických horizontov až na 260 mg KCl/100 g, nepatrné zvýšenie obsahu humusu a dusíka v pôdach porovnávaných s pôdami s podobnou štruktúrou profilu, avšak bez antropogénneho vplyvu.

Kľúčové slová: podzolové pôdy, zmeny pôdných vlastností, alkalické znečistenie, antropogénny vplyv

Introduction

Ożarów Cement Plant S.A has been in operation since 1978. It manufactures cement with the application of dry method, thus supplying its products on more than 15 % of the domestic market. The processes, especially troublesome for the environment, are as follows: raw material output, its transportation, grinding, burning, packaging and storage. Each of those enumerated stages is the source of organized and unorganized dust and gas emission. On the basis of the pollutants' monitoring in 15 points located in the diameter of 4 km from the Cement Plant it is possible to state that the level of pollution does not exceed the admitted values and amounts at the range from 65 to 85 % of the norm for the suspended dust, from 23 – 40 % of the norm for N_xO_y and approximately 30 % for SO_2 (Walaszek, Radomski 2001). The natural barrier in spreading the pollutants are the forested areas located at the southern and eastern parts of the Cement Plant. There is 20 – 60 year old pine cultivation

formed in the settlement of the fresh wood. Some of the parts are in the form of self regenerating pine wood acc. to *Dicrano-Pinion* connected with sandy oligotrophic podzolic soils.

The aim of this paper is to determine the influence of emission from Ożarów Cement Plant on the chemical properties of the soils being under its direct impact.

Material and methods

There were five soil profiles carried out in the dense forest community to the east of the cement plant.

The strip mining was carried out up to the depth of 200 cm and from the marked soil layers 5 – 9 samples were drawn to be analysed.

The investigation was carried out in the air-dry samples to determine:

- pH in H₂O and 1MKCL with the application of potentiometric method
- CaCO₂ content with the application of Sheibler's method
- the content of organic carbon with the application of Tiurin's method
- the content of total nitrogen after mineralization with the application of Kjeldahl's method equipped with Kjeltec Auto1030 auto-analyzer
- exchangeable hydrogen and aluminium with the application of Sokolow's method
- hydrolytic acidity with the application of Kappen's method in 0.5 solution of Ca (CH₃COO)₂
- the total of exchangeable alkaline cations on the basis of the equation $S1 = \sum Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+$ in 1M CH₃COONH₄ solution (for non-carbon samples) and in 0,5 M NH₄Cl solution of 8.2 pH (for carbon samples) (Ostrowska et al. 1991, Kowalkowski, Swaldek 1991).

On the basis of the total of alkaline cations (S1) and hydrolytic acidity (H) the sorption capacity T and the degree of the base saturation of soils V were calculated.

The results of analytic determinations are specified in table 2.

Results and discussion

The structure of the soil layer in the protection area of the cement plant "Ożarów" is of a slight differentiation.

Mainly young quaternary formations, nearly skeletonless loose and weak-clay sands of hydro-glacial accumulation are the parent material for the soils formed in this area.

Uncovered soils were defined as podzolic-rusty soils on the basis of their profile structure (table 1). These soils have been exposed to permanent imission of alkaline dust.

In the cement plant both during technological and production processes dust and gases are generated (also resulted from fuel combustion: SO₂, NO_x, CO), which despite provided protection are emitted to the environment (Jędrzejewski 1987, Przemeck 1970).

The initial dust emission is also affected by the secondary one coming from access roads. Cement dust is mainly composed of CaO (49.5 – 66.6 %), SiO₂ (14 – 15.4 %), Al₂O₃ (3.9 – 4.9 %), K₂O (3.84 – 1 %) et al. (Świercz 1997). Very fine fractions (fractions < 0.05 mm constitute 62 %) are predominant in the dust granulometric composition, thus extending the range of dust impact (Jakubczak in. 1986).

The chemical properties of the investigated soils were strongly disturbed under the influence of the initial and secondary emission (tab. 2). These changes mainly refer to pH-value, the presence of anthropogenic carbonate and the insignificant acidic cations saturation of the soil sorption complex.

The investigated soils were distinguished with different properties of pH KCl from 8.3 to 4.1.

The highest values are typical for surface layers with alkaline properties. The content of carbonates in the investigated profiles ranged from 0.0 to 28.8 %. The presence of CaCO₃ was found in all investigated profiles to the depth of 130 cm (profile 5, level C). It is unnatural phenomenon for podzol soils and has an anthropogenic character (Borowiec, Zabłocki 1983, Derome et al. 1989, Degórski 2002). Exchangeable and hydrolytic acidity is considerably low. The Hh value oscillates from 0.37 (layers Ah) to 25.1 cmol (+).kg⁻¹ (layers O1).

These values are 20 – 30 times lower than those published for podzol soils (Bednarek, Prusinkiewicz 1997, Prusinkiewicz et al. 1980, Degórski 1998).

The exchangeable acidity was not found in organic layers. It is mainly created by Al³⁺ (on average 0.6 cmol(+).kg⁻¹) in deeper mineral layers below 60 – 100 cm. Such low values of aluminium and hydrogen are unnatural for podzol soils created from loose sands (Prusinkiewicz et al 1980, Siuta 1995, Gustafsson et al. 2000).

In basic exchangeable cations S1 predominate calcium. The content of cations of basic character S1 in layers O1 remained at a high level from 44 to 99 cmol(+).kg⁻¹.

In layers Ofh the content of basic cations was even higher and remained at the level from 38 to 139 cmol(+).kg⁻¹. The sorption complex of the organic and organic-mineral layers of analysed soils is saturated by cations of basic character in 75 – 98 % and the mineral layers in 19 – 66 % (table 2).

The content of organic carbon oscillated from 21 to 53 % in levels O1. In the Ofh layer it was more stable and amounted on average 28 %. The content of nitrogen corresponds to the content of organic carbon. From 0.7 to 1.3 % of nitrogen was found in the surface layers. These values are slightly higher in relation to the given ones for podzol soils (Prusinkiewicz et al. 1980, Siuta 1995, Berggren, Mulder 1995).

Table 1 Profile structure and taxonomy of the investigated soils (according to the Systematics of Polish Soils 1989)

Profile No	Genetic horizons	Type and subtype of soil	Kind of soil	Type and subtype of humus layer
1	Ol-Ofh-AhEes-Bv-C	Podzolic-rusty soils	Sands of fluvio-glacial accumulation	moder
2	Ol-Ofh-AhE-Ees-Bfe-C			
3	Ol-Ofh-AhEes-BfeBv-C1-C2			mor-moder
4	Ol-Ofh-AhEes-BfeBv-C			moder
5	Ol-Ofh-AhEes-Bv-C			

Table 2 Some chemical properties of the investigated soils

N o	Genetic horizons	Depth in cm	pH H ₂ O	pH KCl	CaCO ₃	C org.	N og.	C:N	H +	Al ³⁺	Hh	S1	T	V
					[%]			[cmol(+)/kg]					[%]	
1	Ol	2-0	6,98	6,51	8,54	41,18	0,95	43,3	0,0	0,0	8,85	45,00	53,85	83,57
	Ofh	2-3	8,42	8,21	28,18	21,33	0,72	29,6	0,0	0,0	1,35	48,41	49,76	97,29
	AhEes	3-8	8,02	7,56	3,89	1,18	0,07	16,9	0,0	0,0	0,46	29,76	30,22	98,48
	AhBv	10-25	7,11	7,00	1,1	0,54	0,05	10,8	0,02	0,02	0,51	8,83	9,34	94,54
	Bv	25-50	6,56	6,32	0,64	0,21	0,02	10,5	0,02	0,02	1,12	2,19	3,31	66,16
	C	60-100	5,40	5,20	0,00	0,12	0,01	12,0	0,04	0,51	1,98	0,72	2,7	26,67
2	Ol	2-0	5,90	5,75	4,42	53,31	1,21	44,1	0,03	0,0	23,81	48,81	72,62	67,21
	Ofh	1-7	8,46	8,25	19,18	29,12	1,01	28,8	0,0	0,0	2,12	38,19	40,31	94,74
	AhE	10-15	8,25	8,10	4,11	2,41	0,14	17,2	0,0	0,0	0,37	27,51	27,88	98,67
	Ees	25-40	7,59	7,32	1,12	0,91	0,06	15,2	0,03	0,02	0,70	11,21	11,91	94,12
	BfeBv	60-90	5,99	5,68	0,54	0,32	0,03	10,7	0,07	0,05	2,14	2,00	4,14	48,31
	C	100-120	5,60	5,55	0,20	0,10	0,01	10,0	0,09	0,61	2,45	1,02	3,47	29,39
3	Ol	2-0	5,85	5,43	3,78	53,09	1,12	47,4	0,03	0,0	25,11	43,49	68,6	63,40
	Ofh	1-3	7,71	7,41	6,41	30,10	1,28	23,5	0,0	0,0	3,86	139,1	142,9	97,30
	AhEes	3-7	7,96	7,80	2,89	2,14	0,21	10,2	0,0	0,0	0,56	32,22	32,78	98,29
	BfeBv	20-25	6,34	6,10	1,14	0,31	0,03	10,3	0,04	0,01	1,41	2,40	3,81	62,99
	C1	70-85	5,71	5,52	0,20	0,11	0,02	5,5	0,05	0,49	2,32	0,74	3,06	24,18
	C2	120-140	4,70	4,57	0,0	0,05	0,01	5,0	0,07	0,55	2,97	0,74	3,71	19,95
4	Ol	2-0	6,87	6,33	7,59	43,97	1,31	33,6	0,0	0,0	14,72	99,97	114,6	87,17
	Ofh	3-8	8,32	8,12	18,93	31,81	1,06	30,0	0,0	0,0	5,39	51,13	56,52	90,46
	AhEes	8-12	8,22	8,00	7,11	0,49	0,04	12,3	0,0	0,0	0,33	8,54	8,87	96,28
	Bv	12-35	5,49	5,21	1,11	0,21	0,02	10,5	0,02	0,13	1,78	1,89	3,67	51,50
	C	70-100	4,21	4,10	0,42	0,14	0,01	14,0	0,04	0,61	1,99	0,60	2,59	23,17
5	Ol	2-0	5,92	5,80	6,12	51,13	1,09	46,9	0,0	0,0	15,78	48,23	64,01	75,35
	Ofh	2-5	8,11	7,90	17,12	29,21	0,98	29,8	0,0	0,0	2,79	39,60	42,39	93,42
	AhEes	10-25	8,00	7,90	6,41	0,95	0,11	8,6	0,0	0,0	0,37	28,52	28,89	98,72
	Bv	30-45	6,07	5,92	1,02	0,32	0,04	8,0	0,03	0,17	2,10	2,13	4,23	50,35
	C	80-130	5,11	5,00	0,20	0,09	0,02	4,5	0,05	0,68	2,15	0,82	2,97	27,61

Conclusions

Their chemical properties were strongly disturbed by emission of alkaline dust to soils.

The following has been noticed:

- the change of pH value of soil from 8.5 in the organic horizons and 5.5 in the mineral horizons,
- the change of CaCO_3 at the depth of 80 cm (to 28 % in the horizons of Ol, Ofh and from 0.6 to 2.5 % in the horizon of Bv),
- the considerable decrease in the hydrolytic acidity, aluminum and exchangeable hydrogen,
- the saturation of the sorption complex mainly by cations of Ca^{2+} and Mg^{2+} in 80 – 90 % (organic horizons) and in 20 – 40 % (mineral horizons).

References

- BEDNAREK, R. - PRUSINKIEWICZ, Z., 1997: Geografia gleb. PWN, Warszawa. 288 ss.
- BERGGREN, D. - MULDER, J., 1995: The role of organic matter in controlling aluminium solubility in acidic mineral soil horizons. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59 ss.
- BOROWIEC, S. - ZABŁOCKI, Z., 1983: Wpływ niektórych pyłów przemysłowych na właściwości chemiczne gleb leśnych. *Rocz. Glebozn.* 24:3 – 19.
- DEGÓRSKI, M. 1998: Zróżnicowanie fizykochemiczne właściwości gleb siedlisk borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym i „śląskim”. [w:] A. Brenmeyer, E. Roo-Zielińska (red.). Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej. *Dok. Geogr.* 13:41 – 53.
- DEGÓRSKI, M., 2002: Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych. PAN, IGiPZ, Prace geogr. Nr 182, Warszawa, 189 ss.
- DEROME, J. - KUKKOLA, M. - MALKONEN, E., 1986: Forest liming on mineral soils. National Swedish Environmental Protection Board. Report 3084. Solna: 1 – 90.
- GUSTAFSSON, J. - HEES, P. - STARR, M. - KARLTUN, E. - LUNDSTROM, U., 2000: Partitioning of base cations and sulphate between solid and dissolved phases in three podsolised forest soils, *Geoderma* 94: 311 – 333.
- JAKUBCZAK, Z. - ADAMCZYK-WINIARSKA, Z. - GĄDOR, J., 1986: Ilość i skład chemiczny pyłów opadających w rejonie Kombinatu Cementowo-Wapienniczego „Nowiny” koło Kielc. *Pam. Puławski. Prace IUNG* 87:172 – 184.
- JĘDRZEJEWSKI, J., 1987: Procesy przemysłowe a zanieczyszczenie środowiska. Przemysł hutniczy i cementowy. PWN, Warszawa: 1 – 120.
- KOWALKOWSKI, A. - SWALDEK, M., 1991: Analiza podstawowych chemicznych właściwości gleb z elementami analityki. WSP, Kielce: 244 ss.
- OSTROWSKA, A. - GAWLIŃSKI, S. - SZCZUBIAŁKA, Z., 1991: Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Katalog. Instytut Ochrony Środowiska.
- PRUSINKIEWICZ, Z. - BEDNAREK, R. - POKOJSKA, U., 1980: Gleby bielicoziemne w Polsce. *Przegl.Geogr.*, 52.1: 103 – 113.
- PRZEMECK, E., 1970: Wirkungen von Zementofenstaub-Immissionen auf landwirtschaftlich genutzte Boden. *Zement-Kalk-Gips* 3:119 – 122.
- SIUTA, J., 1995: Gleba-diagnozowanie stanu i zagrożenia. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa: 1 – 70.
- SYSTEMATYKA GLEB POLSKI 1989, PTG, *Rocz. Gleb.*, 40(3/4):150 ss.
- ŚWIERCZ, A., 1997: Wpływ emisji alkalicznej na gleby i bory sosnowe w „Białym Zagłębiu”. PAN-oddz. w Krakowie, KTN, Kielce, 120 ss.
- WALASZEK, J. - RADOMSKI, A., 2001: System ciągłego monitorowania stanu powietrza jako element zarządzania środowiskiem w Cementowni Ożarów S.A. *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Inspekcja Ochrony Środowiska. Bibl. Monitoringu Środowiska*: 151 – 163.

Produkční schopnost půd ve vztahu k jejich genesi a klimatu

Soil Productivity Potential in Relationship to their Genesis and Climate

Zdeněk TOMIŠKA

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5-Zbraslav, ČR*

Abstrakt

Předmětem tohoto příspěvku je ukázka stanovení bodové hodnoty produkční schopnosti půd na základě výnosů ozimé pšenice a jarního ječmene od roku 1971 do roku 2000 zjišťované zkušebními stanicemi ÚKZUZ. Dále zohledňuje vztah klimatických podmínek k výnosům plodin a strukturu osevních ploch z posledních roků. Vyhodnocení produkční schopnosti na základě výnosů ozimé pšenice a jarního ječmene bylo použito, protože jsou hlavními plodinami na téměř celém území.

Klíčová slova: produkční schopnost půd, ozimní pšenice, ječmen jarní, půdní geneze, klimatické podmínky

Abstract

The objective of this paper is an example of soil productivity potential point value determination, based on the yields of winter wheat and spring barley in period 1971 – 2000, tested in the stations of Central Control and Testing Agricultural Institute (ÚKZUZ). Further climatic conditions relationship to yield and cropping structure in recent years was respected. Productivity potential balance based on winter wheat and spring barley yields was used, as they are represents of main crops almost in whole territory of Czech Republic.

Keywords: soil productivity potential, winter wheat, spring barley, soil genesis, climate conditions

Dříve používané hodnocení na základě výnosů typových struktur plodin pro určité půdy ztrácí význam vlivem stále se prohlubující specializace v rostlinné výrobě. Příčinou je nutnost vysokého využití zemědělské mechanizace. Další důležitou příčinou je společenská potřeba zemědělských výrobků. Příkladem může být nepěstování cukrovky ve velmi vhodných půdních a klimatických podmínkách.

Na příkladu dvou půdních profilů černozemě modální na spraši s velmi blízkými vlastnostmi, ale v rozdílných klimatických podmínkách je dokladován velký vliv klimatu na míru půdní úrodnosti a tím bonitu půdy pro zemědělské využití.

ZÁKLADNÍ ÚDAJE O STANOVIŠTNÍCH PODMÍNKÁCH

Místo: ÚKZÚZ **Žatec**

Půdní představitel podle klasifikace:

2001 – **Černozem modální (CEm)**

KPZP – **Černozem typická (ČM)**

Půdotvorný substrát podle klasifikace:

2001 – **spraš (SP)**

KPZP – **spraš (24)**

Nadmořská výška: **275 m**

Poloha: **plošina, sklon 1° k J**

Vodní srážky – roční průměr: **439 mm**

Vodní srážky – průměr za vegetační období: **285 mm**

Teplota – roční průměr: **9,0 °C**

Teplota – průměr za vegetační období: **15,9 °C**

Úhrn teplot nad 10 °C: **2 750 °C**

Hydrotermický koeficient podle Seljaninova za vegetační období: **0,98**

Vodní srážky – průměr za vegetační období ozimé pšenice: **218 mm**

jarního ječmene: **175 mm**

Úhrn teplot nad 10 °C za vegetační období ozimé pšenice: **2 160 mm**

jarního ječmene: **1 620 mm**

HTK podle Seljaninova za vegetační období ozimé pšenice: **0,95**

jarního ječmene: **1,04**

Bodová hodnota produkční schopnosti stanoviště: **85**

Vysvětlivky: Klimatické údaje jsou hodnoceny za období od r. 1971 do r. 2000, bodová hodnota je stanovena v rámci 100 bodové stupnice

ZÁKLADNÍ ÚDAJE O STANOVIŠTNÍCH PODMÍNKÁCH

Místo: ÚKZÚZ **Sedlec**

Půdní představitel podle klasifikace:

2001 – **Černozem modální (CEm)**

KPZP – **Černozem typická (ČM)**

Půdotvorný substrát podle klasifikace:

2001 – **spraš (SP)**

KPZP – **spraš (24)**

Nadmořská výška: **300 m**

Poloha: **plošina, sklon 1° k SZ**

Vodní srážky – roční průměr: **521 mm**

Vodní srážky – průměr za vegetační období: **320 mm**

Teplota – roční průměr: **8,7 °C**

Teplota – průměr za vegetační období: **15,8 °C**

Úhrn teplot nad 10 °C: **2 680 °C**

Vodní srážky – průměr za vegetační období ozimé pšenice: **251 mm**

jarního ječmene: **202 mm**

Úhrn teplot nad 10°C za vegetační období ozimé pšenice: **2 090 °C**

jarního ječmene: **1 550 °C**

HTK podle Seljaninova za vegetační období ozimé pšenice: **1,16**

jarního ječmene: **1,29**

Bodová hodnota produkční schopnosti stanoviště: **97**

Vysvětlivky: Klimatické údaje jsou hodnoceny za období od r. 1971 do r. 2000, bodová hodnota je stanovena v rámci 100 bodové stupnice

MORFOLOGICKO – STRATIGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA PŮDY

Místo: **Žatec**

Půda: **Černoze modální na spraši**

Genetické horizonty	Popis půdního profilu
<p>Ap</p> <p>30 cm</p>	<p>Ornice Ap je 30 cm mocná v uhlém stavu, hnědočerné barvy, drobtové až náznakově polyedrické struktury, hlinitá těžšího rázu a s ojedinělým drobným štěrkem převážně porcelanitu. Obsahem humusu přes 3 % je posuzována jako silně humózní. Má vysokou schopnost poutat rostlinné živiny.</p>
<p>Ac</p> <p>44 cm</p>	<p>Podorniční část humusové vrstvy Ac sahající průměrně do 44 cm je stejné barvy jako ornice, polyedrické struktury, mírně jílovitohlinitá a tuhé konzistence. Obsahuje ojedinělý drobný štěrk porcelanitu. Množství humusu je na rozhraní středního a mírného obsahu. Humus je velmi kvalitní, což se projevuje ve velmi dobré schopnosti poutat rostlinné živiny (vyšší střední až vysoká). Humusová vrstva postupně přechází do půdotvorného substrátu.</p>
<p>Ac/Ck</p> <p>64 cm</p>	<p>Přechodný horizont Ac/Ck je náznakově polyedrické až polyedrické struktury, místy s koloidními povlaky na strukturních částicích, mírně jílovitohlinitý, bez štěrku a tuhé konzistence. Obsahuje malé množství uhličitánů. Má vyšší střední schopnost poutat rostlinné živiny. V hloubce přibližně 60 cm postupně přechází do substrátu.</p>
<p>Ck</p>	<p>Půdotvorný substrát Ck je spraš, plavě žluté barvy, hlinitá těžšího rázu, obsahující značné množství uhličitánů.</p> <p>Půdní profil je velmi hluboký a s příznivou vododržností.</p>

MORFOLOGICKO – STRATIGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA PŮDY

Místo: *Sedlec* u Prahy

Půda: Černozem modální na spraši

Genetické horizonty	Popis půdního profilu
<p>Ap</p> <p>30 cm</p>	<p>Ornice Ap je 30 cm mocná v uhlém stavu, hnědočerné barvy, drobtové struktury, hlinitá. Obsahem humusu 2,9 % je na rozhraní střední a silné humóznosti. Schopnost poutat živiny je vyšší střední.</p>
<p>Ac</p> <p>46 cm</p>	<p>Podorniční část humusové vrstvy Ac je stejné barvy jako ornice, drobtové až polyedrické struktury, mírně jílovitohlinitá, což je způsobeno slabým vyluhováním jemných jílnatých částic z ornice do podorničí. Má soudržnou konzistenci. Obsah humusu je při dolní hranici střední humóznosti. Humus je velmi kvalitní. Schopnost poutat rostlinné živiny je vyšší střední, nejlepší z celého půdního profilu. Humusová vrstva postupně přechází do půdotvorného substrátu.</p>
<p>Ac/Ck</p> <p>68 cm</p>	<p>Přechodný horizont Ac/Ck je náznakově polyedrické struktury, hlinitý, soudržné konzistence. Obsahuje značné množství uhličitánů, které jsou jednak rozptýleny v celé hmotě, jednak tvoří mycelia. V hloubce kolem 60 cm půdní profil postupně přechází do půdotvorného substrátu.</p>
<p>Ck</p>	<p>Substrát Ck je plavě žlutá hlinitá spraš obsahující značné množství uhličitánů. Tyto tvoří dobře zřetelná pseudomycelia.</p> <p>Půdní profil je velmi hluboký, s příznivou vododržností a bez štěrku.</p>

ANALYTICKÁ CHARAKTERISTIKA VZORKŮ ZEMIN

Místo: **Žatec**

Půda: Černozem modální na spraši – **CEm, SP**

Půda – KPZP: Černozem typická na spraši – **ČM 24**

Horizonty (označení indexy)		Ap	Ac	Ac/Ck	Ck
		OrH	H	(h)Pca	Pca
Vzorek z hloubky v cm		0 – 30	30 – 44	44 – 64	64 – 90
	< 0,01 mm	42,7	46,5	47,8	43,5
	< 0,001 mm	24,4	27,1	29,1	24,0
	0,001 – 0,01 mm	18,3	19,4	18,7	19,5
	0,01 – 0,05 mm	26,0	26,6	27,4	27,3
	0,05 – 0,25 mm	17,9	16,5	15,5	15,7
	0,25 – 2 mm	13,4	10,4	9,3	13,5
Org. uhlík v % (C_t)		1,82	1,21	0,36	0,16
Humus v % (C_t , 1,724)		3,14	2,09	0,62	0,28
N_t %		0,18	0,15	0,08	0,05
$C_t : N_t$		10,1	8,1	4,5	3,2
$CaCO_3$ %					
pH akt. (H_2O)					
pH vým. (KCl)		7,0	6,9	7,2	7,3
	Ca^{2+}	25,9	24,6	20,4	19,4
	Mg^{2+}	1,8	2,2	2,9	3,1
	Na^+				
	K^+	0,7	0,4	0,3	0,3
	Al^{3+}	0,10	0,12	0,17	< 0,07
	H^+	1,0	1,0	- 2,0	- 7,5
	Σ				
„S“ mmol ($1/z Me^{z+}$)/100g		25,6	23,8	20,9	16,4
„T“ mmol ($1/z Me^{z+}$)/100g		26,6	24,8	20,9	16,4
„V“ %		96,2	96,0	100,0	100,0
Pórovitost n [% obj.]		–	44	45	38
Maximální kapilární vodní kapacita θ_{MKK} [% obj.]		–	35	33	33
Využitelná vodní kapacita θ_{AWC} [% obj.]		–	19	17	18
Bod vadnutí θ_{WP} [% obj.]		–	16	16	15

ANALYTICKÁ CHARAKTERISTIKA VZORKŮ ZEMIN

Místo: *Sedlec*

Půda: Černozem modální na spraši – *CEm, SP*

Půda – KPZP: Černozem typická na spraši – *ČM 24*

Horizonty (označení indexy)		Ap	Ac	Ac/Ck	Ck
		OrH	H	(h)Pca	Pca
Vzorek z hloubky v cm		0 – 30	30 – 46	46 – 68	68 – 100
	< 0,01 mm	42,2	45,3	41,6	35,0
	< 0,001 mm	21,9	23,7	22,1	17,0
	0,001 – 0,01 mm	20,3	21,6	19,5	18,0
	0,01 – 0,05 mm	44,3	46,4	49,2	47,1
	0,05 – 0,25 mm	10,7	7,6	8,5	17,0
	0,25 – 2 mm	2,8	0,7	0,7	0,9
Org. uhlík v % (C_t)		1,70	1,25	0,28	0,16
Humus v % ($C_t, 1,724$)		2,93	2,16	0,48	0,28
N_t %		0,17	0,14	0,08	0,04
$C_t : N_t$		10,0	8,9	3,5	4,0
$CaCO_3$ %					
pH akt. (H_2O)					
pH vým. (KCl)		6,2	6,5	7,3	7,4
	Ca^{2+}	18,7	22,1	32,5	33,5
	Mg^{2+}	1,6	1,3	1,3	1,2
	Na^+				
	K^+	0,8	0,3	0,1	0,1
	Al^{3+}	0,06	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	H^+	2,0	- 1,5	- 4,0	- 6,0
	Σ				
„S“ mmol ($1/z Me^{z+}$)/100g		17,9	23,2	17,3	14,6
„T“ mmol ($1/z Me^{z+}$)/100g		19,9	23,2	17,3	14,6
„V“ %		90,0	100,0	100,0	100,0
Pórovitost n [% obj.]		–	44	45	38
Maximální kapilární vodní kapacita θ_{MKK} [% obj.]		–	35	33	33
Využitelná vodní kapacita θ_{AWC} [% obj.]		–	19	17	18
Bod vadnutí θ_{WP} [% obj.]		–	16	16	15

Závěr

Vliv povětrnostních podmínek resp. klimatu na produkční schopnost je rozhodující. Stejně jako platí zákon minima při výživě rostlin, platí podobný vztah v zásobování rostlin vodou. Složitost tohoto jevu spočívá v závislosti jednak na povětrnostních podmínkách jednak na vododržnosti a pohybu vody v půdě. Nedostatek vláhy v pravý čas vývoje rostliny byl příčinou i třetinového výnosu plodin oproti příznivým podmínkám. Vysoký podíl vlivu “ročníku” na výši výnosů plodin je podmíněn ročním průběhem vláhových a tepelných charakteristik daného stanoviště. Rozhodující jsou stanovištní podmínky v čase ve kterém se uskutečňuje určité vývojové období (stadium) rostliny. V klimatologii používané charakteristiky např. hydrotermický koeficient pro vegetační období nemusí proto správně vyjadřovat vhodnost nebo nevhodnost stanovištních podmínek a jejich odezvu ve výnosech plodin. Pro zdokonalení oceňování půdy v rámci velkého území je třeba především se zaměřit na prohloubení poznatků o vlivu klimatu na produkční schopnost půd.

Variabilita základných chemických vlastností pôdy a úroda ozimnej pšenice v rámci honu

The Variability of Basic Chemical Soil Properties and Winter Wheat Yield in Framework of One Field

Stanislav TORMA

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, regionálne pracovisko,
Reimannova ul. 1, 080 01 Prešov, SR, e-mail: torma@vupop.sk*

Abstract

The spatial variability of basic chemical soil properties (pH value, available phosphorus and potassium content) and the reached yield of winter wheat on the chosen field (11 ha) was observed in this paper. There was 37 sample sites in the field (a square net 50 x 50 m) and the reached coefficients of variation were as follows: 7.43 % at pH value, 37.37 % at available phosphorus content, 32.37 % at available potassium content and 5.41 % at winter wheat yield. Especially the phosphorus distribution in the field indicates about its extraordinary great content differences. There was found the positive significant correlation between the winter wheat yield and all observed chemical soil properties ($r > 0.65$ at $n = 37$).

Keywords: spatial variability, pH value, P and K contents in soil, winter wheat yield

Abstrakt

Práca pojednáva o priestorovej variabilite základných chemických vlastností pôd (hodnota pH, obsah prístupných foriem fosforu a draslíka) a o dosiahnutých úrodách ozimnej pšenice na vybranom hone o výmere 11 ha. Celkovo bolo na hone 37 odberných miest (sieť 50 x 50 m) a boli dosiahnuté nasledovné variačné koeficienty: pri hodnote pH – 7,43 %, pri obsahu prístupného fosforu – 37,37 %, pri obsahu prístupného draslíka – 32,37 % a pri úrode ozimnej pšenice – 5,41 %. Najmä rozdelenie obsahu fosforu na hone svedčí o mimoriadne veľkej diferenciácii jeho obsahu v pôde. Bola zistená vysoko preukazná pozitívna korelácia ($r > 0,65$ pri $n = 37$) dosiahnutých úrod ozimnej pšenice so všetkými sledovanými chemickými parametrami.

Kľúčové slová: priestorová variabilita, hodnota pH, obsah fosforu a draslíka v pôde, úroda ozimnej pšenice

Introduction

Soil reaction (pH value) and content of available forms of phosphorus and potassium in the soil belong to the basic agrochemical parameters, which markedly influence on the soil fertility. The largeness of the fields, the number of soil samples taken from one field and the relief of landscape has the plumbless effect on the results that the farmers receive. Especially in hilly country where the relief and slope of the fields are very heterogeneous in framework of very small area there is necessary to take care on the variability of mentioned soil parameters. Thanks to the application of the uniform rations of fertilisers for the whole field there is coming to the increasing of this soil parameters variability at the fertilizers application.

The elimination of this problem consists in the finding out of the variability but primarily in the followed lime and fertilizers application on the basis of chemical soil analyses. It means there is needful to apply the fertilisers only on these areas of the field which such measure is required. Such system of farming that works on the principle of GIS (Fotyma, 1996, Breitschuh, 2000) is known under name „local resources management“, or „precision agriculture“. The mentioned system of farming absents in Slovakia. Its partial approximation consists in respecting of spatial variability of field by means of field dividing onto several smaller parts.

Materials and Methods

There was chosen one 11 hectares field in the agricultural farm Osikov (district Bardejov) for the finding of the spatial variability of the soil pH value, content of available forms of phosphorus and potassium and of the winter wheat yield. The soil samples were sampled from the places that are 50 m away each other. It means that the samples were taken from a square net 50 x 50 m. Because the field is not a regular square the number of samples are only 37. The samples were taken from the soil depth 0.3 m whereby each mean sample was introduced by 3 particular soil samples. The sampling data was after winter wheat yield – July 3rd. The samples of winter wheat were taken from one square meter, were weighed and the mass of corn was recalculate for the standard moisture (14 %) and next was recalculate for the tons per hectare.

The pH value was determined in 1 N KCl solution, the available phosphorus content according to Egner and available potassium content according to Schachtschabel. The maps of mentioned soil chemical parameters and the coefficient of variations of these parameters are the result. These maps were made by triangulation and linear interpolation method. There was made a point net of 2000 points from 37 origin points of soil sampling. The mentioned maps were made according these 2000 points by software Surfer[®] ver. 6.03.

Results and Discussion

The spatial variability of mentioned soil chemical parameters ranges relative markedly on the area of 11 hectares. In the case of soil pH value there exist the localities with pH value 4.2 but also with pH value 5.8. The soil reaction is introduced in four categories – from extremely acid (less than 4.5) to weak acid (5.6 – 6.5). The similar situation is at phosphorus and potassium content, too. The available phosphorus content ranges from the value 2 to 52 mg per kg of soil, available potassium content ranges from 58 to 166 mg per kg of soil. For both nutrients it means that their supply in the soil is on the one side very low (the minimal values), on the other side middle (the maximal found values). The numerous expression of the spatial variability is presented in the next table.

The winter wheat yield also ranges in the interval from 2.60 to 3.28 t per hectare. When compare with the minimal found yield the maximal yield is by 26 % higher. There is an assumption that such differences in framework of relative little field will be increasing with the increasing field areas and also at growing various plants will be the differences in the yields more differentiated.

Table 1 Soil pH value, phosphorus and potassium content in the soil and winter wheat yield in framework of 11 ha field (Osikov, Pseudogleyic Cambisol)

Sample	pH _{KCl}	P content	K content	Yield	Sample	pH _{KCl}	P content	K content	Yield
		mg.kg ⁻¹		t.ha ⁻¹			mg.kg ⁻¹		t.ha ⁻¹
1	5.8	2	58	2.90	20	5.0	32	115	2.92
2	5.8	12	60	2.90	21	5.1	36	85	2.92
3	5.7	11	60	2.91	22	5.3	35	90	3.00
4	5.6	32	80	2.85	23	5.5	34	84	2.75
5	5.6	52	152	3.28	24	5.2	25	135	2.90
6	5.5	40	112	3.26	25	4.2	22	166	2.60
7	5.3	41	90	3.05	26	4.9	22	163	2.83
8	5.0	35	143	3.02	27	5.2	23	98	2.72
9	4.8	24	170	2.72	28	5.3	18	100	2.80
10	5.6	30	156	3.15	29	5.3	20	61	2.90
11	5.6	35	133	3.08	30	5.1	29	83	2.86
12	5.4	19	140	3.00	31	4.3	14	60	2.74
13	5.3	23	145	3.06	32	5.2	20	90	2.84
14	5.3	40	163	3.00	33	5.1	18	83	2.81
15	5.6	34	120	3.16	34	4.5	16	64	2.74
16	5.7	36	119	3.13	35	5.2	16	80	2.88
17	5.9	39	106	3.14	36	5.4	27	79	2.88
18	5.2	32	100	3.01	37	5.4	28	98	2.84
19	4.7	29	74	2.70					

The figures 1 – 4 present the spatial distribution of basic chemical soil properties and winter wheat yield in the 11 hectares field.

Figure 1 Spatial variability of pH value in 11 ha field

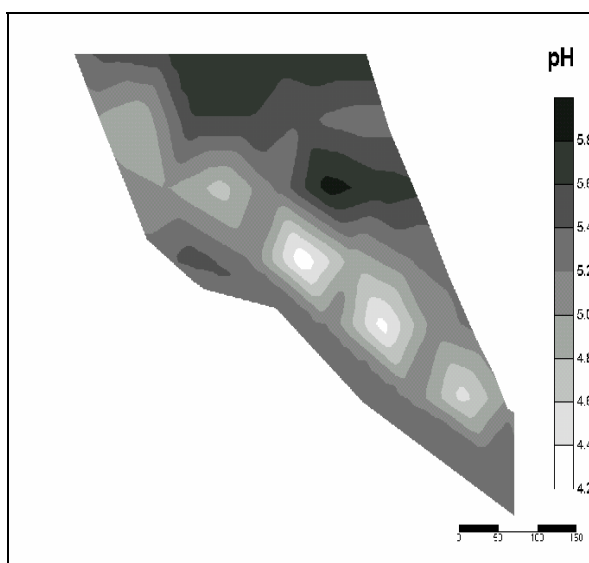


Figure 2 Spatial variability of phosphorus content in the soil in 11 ha field

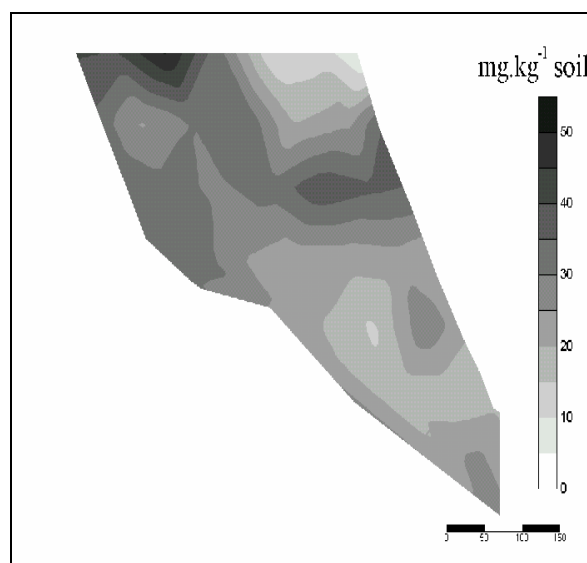


Figure 3 Spatial variability of potassium content in the soil in 11 ha field

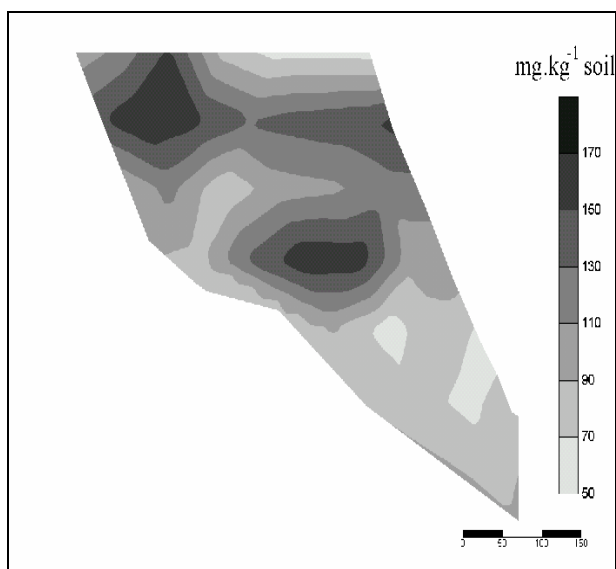
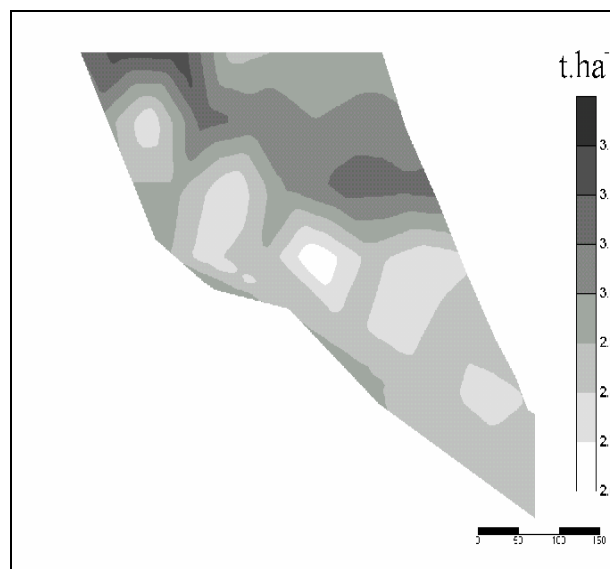


Figure 4 Spatial variability of winter wheat yield in 11 ha field.



From the statistical parameters there were observed minimal, mean and maximal value, standard deviation and coefficient of variation. These parameters summarised Table 2.

Table 2 Chosen statistical parameters of soil pH value, phosphorus and potassium content in the soil and winter wheat yield (n = 37)

Parameter	X _{min}	X _{mean}	X _{max}	Standard deviation	Coefficient of variation
Soil acidity – pH	4.2	5.3	5.9	0.4	7.43 %
Phosphorus contents	2	27	52	10.1	37.37 %
Potassium content	58	106	170	34.2	32.37 %
Winter wheat yield	2.60	2.93	3.28	0.2	5.41 %

The highest coefficient of correlation was found at content of available phosphorus – 37.37 %, whereby at soil pH value and winter wheat yield was reached only 7.43 % and 5.41 % respectively. It indicates about extraordinary high variability of phosphorus content in the soil. There is possible to eliminate this status probably only with differentiated rations of fertilisers. These measures and the following economical calculations are published in our earlier papers (Vilček, Torma, 1997, Torma, 1999 and other).

We suppose that the expressive difference in the reached yields is essentially caused by content of available nutrient, but by soil pH value, too. There was reached the high significant correlation between all mentioned parameters (pH value and available phosphorus and potassium content in the soil) and winter wheat yield. It means that the winter wheat yield is higher with increasing pH value and available phosphorus and potassium content. This status can be more expressive by growing of further plants, especially by these that are more sensitive to the soil pH value or more demanding to the soil supply of phosphorus or potassium.

The mutual correlation among individual observed parameters is presented in the Table 3. From these data is resulting that winter wheat yield very depends on the basic soil chemical properties and it can be assumed that the similar status would be found also at growing of another plants.

Table 3 Indexes of correlation between observed parameters (n = 37)

Parameter	Soil pH value		
Phosphorus content	0,3138	Phosphorus content	
Potassium content	0,2604	0,4729 ⁺⁺	Potassium content
Winter wheat yield	0,6522 ⁺⁺	0,6933 ⁺⁺	0,6725 ⁺⁺

⁺⁺ significant at $\alpha = 0.01$

There is interesting that there is not significant correlation between soil pH value and phosphorus content in the soil (the correlation index is on the level of 0.31) although there is generally accepted the mind that with low soil pH value there is also lower content of available forms

Conclusions

The extraordinary high spatial variability of basic chemical soil parameters (pH value, content of available forms of phosphorus and potassium) has a great influence on the unequal reached yield of growing plants. There were reached the differences in the winter wheat yield by 26 % in the 11 hectares field and the content of phosphorus and potassium has been occurred in three categories of nutrient supply. The found soil pH value has been occurred even in four categories – from extremely acid to weak acid.

The economisation of inputs into the soil is one of the most urgent necessities of present agricultural production. There is possible on the base of finding of basic chemical soil properties spatial variability to apply the lime and mineral fertilisers only where the growing plant requires them the most and in the case of high nutrient content in soil should be the fertilisation skipped to avoid the excessive nutrient uptake. Therewith can be contributed to the ecologisation of inputs into the soil. It has an extraordinary meaning in present conception of environment protection and soil as one part of environment.

References

- BREITSCHUH, G., 2000: Teilflächendifferenzierte Düngung – Chancen für eine wirtschaftliche und umweltverträgliche Nährstoffversorgung. In: Moderne Verfahren des Nährstoff- und Schwermetallmonitorings und hieraus resultierende Düngungsempfehlungen. VDLUFA-Schriftenreihe 54/2000, Darmstadt, p. 51 – 66.
- FOTYMA, M. - JADCZYSZYN, T. - CZAJKOWSKI, M., 1995: Spatial variability of soil fertility and its consequences for fertilisation practices. In: From soil survey to sustainable farming. Vedecké práce VÚPÚ Bratislava 19/I., s. 121 – 126.
- TORMA, S., 1999: Die Variabilität der Bodeneigenschaften auf dem Beispiel des Gehaltes des verfügbaren Kaliums. In: Bodenuntersuchungen heute und morgen in mitteleuropäischen Ländern. (Zusammenfassungen der vorgestellten Referate). Pulawy, s. 7.
- VILČEK, J. - TORMA, S., 1997: Ekonomické aspekty tradičného a diferencovaného vápnenia pôd. Zemědělská ekonomika, 43, č. 11, s. 503 – 506.

Vliv povodní v roce 2002 na hygienický stav půd

Floods in 2002 and Their Effect on Soil Hygienical Status

Radim VÁCHA - Ondřej POLÁČEK - Věra HORVÁTHOVÁ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5-Zbraslav, ČR, e-mail: vacha@vumop.cz*

Abstrakt

Bylo odebráno šestnáct vzorků zemědělských půd z ploch, postižených povodněmi v srpnu 2002 za účelem získání prvních údajů o hygienickém stavu půd. Sledovaná oblast zahrnovala povodí Vltavy v úseku od Prahy k Mělníku a povodí Labe v úseku od Neratovic k Děčínu. Vzorky půd byly odebrány v září a byl v nich analyzován obsah 13 potenciálně rizikových prvků a obsah perzistentních organických polutantů, které zahrnují polyaromatické uhlovodíky, chlorované uhlovodíky, nepolární extrahovatelné látky a skupinu perzistentních dibenzodioxinů a dibenzofuranů. Výsledky rozborů byly porovnány s údaji, získanými v rámci projektu "Labe 1992". Závěry potvrdily nízkou úroveň zátěže půd sledovaných lokalit rizikovými prvky a mírný pokles jejich obsahů, při srovnání se stavem v roce 1992 (kromě vanadu). Podobná situace byly zjištěna v případě perzistentních organických polutantů. Pouze obsahy DDT dosahovaly po povodních v srpnu 2002, ve srovnání se stavem v nedávné minulosti, zvýšených hodnot v půdách většiny lokalit. Toto zjištění vyžaduje podrobnější šetření na rozšířeném souboru vzorků. Obavy vyplývající z kontaminace půd dibenzo-p-dioxiny ze Spolany Neratovice nebyly potvrzeny a jejich obsah v půdách sledovaných lokalit vyhovuje požadavkům na pěstování zemědělských plodin bez omezení.

Klíčová slova: povodně, potenciálně rizikové prvky, perzistentní organické polutanty, dibenzodioxiny a dibenzofurany

Abstract

There were taken 16 samples of agricultural soil from sites flooded in August 2002 in order to obtain first data on soil hygienic status. The investigated area includes Vltava river catchment in section from Prague to Mělník and Labe river catchment from Neratovice to Děčín. Soil was sampled in September and analysed on content of 13 potentially risk elements and content of persistent organic pollutants which include polyaromatic hydrocarbons, chlorine hydrocarbons, non-polar extratable substances and group of persistent dibenzodioxines and dibenzofurans. The analytical results were compared to the data obtained within the project „Labe 2002“. Conclusions confirmed low level of risk elements soil load on the studied sites and moderate decrease of their contents, when compared with the status in 1992 (except to Vanadium). Similar situation was observed in the case of persistent organic pollutants. Only DDT contents reached higher values in most sites, when compared the status after floods in 2002 and in recent past. This fact requires more detailed investigations on extended set of samples. Pesimistic expectations resulting from soil contamination with dibenzo-p-dioxines from Spolana Neratovice chemical plant were not confirmed, and their levels in studied soils sites are fully fitting within the limits requirements for agricultural crops growing without any limitation.

Keywords: floods, potentially risk elements, persistent organic pollutants, dibenzodioxines and dibenzofurans

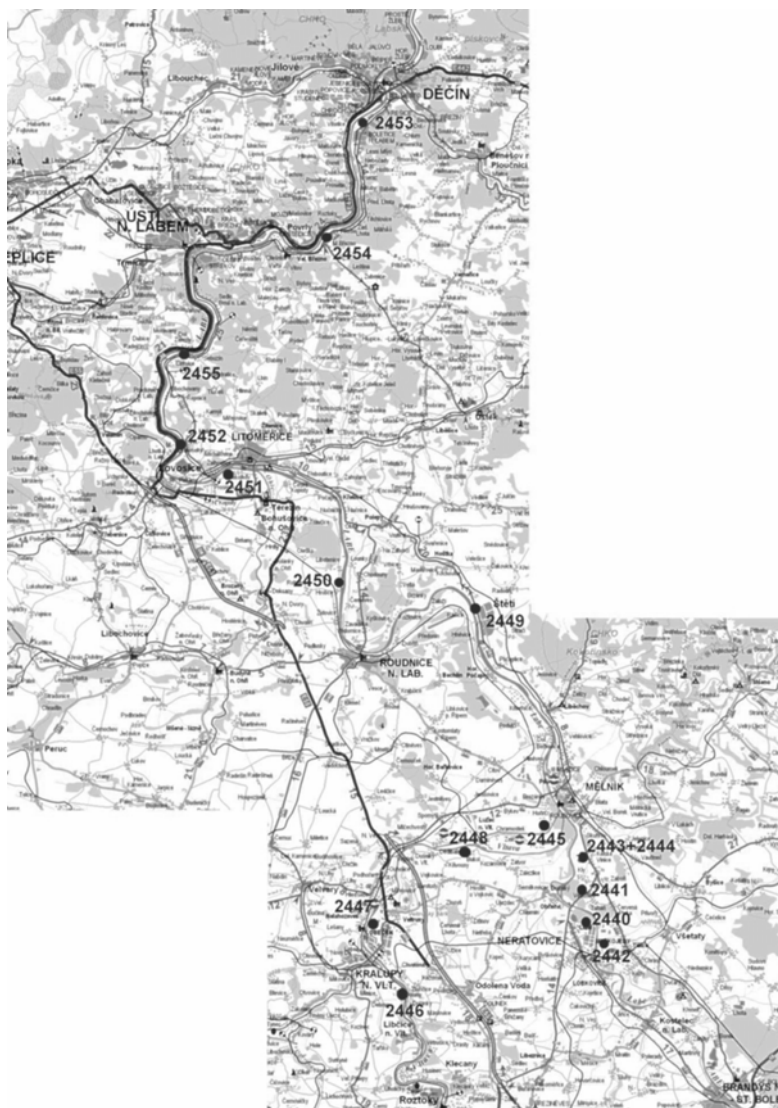
Úvod

Tento účelový projekt byl řešen v rámci úkolu „Sledování rizikových látek v půdě“, smluvně uzavřeném mezi Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy Praha a Ministerstvem zemědělství České republiky, samostatným oddělením bezpečnosti potravin. Potřeba řešení byla vyvolána nejasnostmi kolem hygienického stavu půd, postižených katastrofální povodní v srpnu roku 2002. Předpoklad nebezpečné kontaminace půd vycházel z řady zjištění, která informovala o úniku nebezpečných chemikálií z postižených objektů. V popředí zájmu figuroval případ Spolany Neratovice, kde nebyl vyloučen mimo jiné i únik nebezpečných polychlorovaných dibenzodioxinů do povodí Labe. Cílem řešeného úkolu bylo získání prvního souboru dat, který poskytne základní informaci o stavu kontaminace zemědělských půd, na kterých se i nadále předpokládá produkce plodin, vstupujících do potravního řetězce.

Materiál a metody

Na vybraných lokalitách z povodí Labe a Vltavy, postižených záplavou, byly odebrány vzorky půd. Sledovaná oblast zahrnuje část toku Vltavy od severního okraje Prahy až k jeho soutoku a část toku Labe od lokality Mlékojedy před Neratovicemi k lokalitě Boletice nad Labem (před Děčínem). Celkem bylo odebráno 16 vzorků z 15-ti lokalit. Na lokalitě Kelské Vinice byl odebrán kromě vzorku půdy také vzorek povodňového sedimentu, který pokrýval v tloušťce cca 5 mm povrch půdy. Přehled odběrových bodů je znázorněn na obrázku 1.

Obr. 1 Mapa odběrových lokalit



Odběr půd byl proveden z humusových horizontů orných půd nebo drnových horizontů travních porostů z hloubky 5 – 20 cm. Metodický postup byl zvolen tak, aby bylo možné provést srovnání výsledků měření s údaji, získanými v rámci projektu „Labe“, řešeného v roce 1992. Tomuto požadavku byla přizpůsobena i volba lokalit. V případě, že nebylo možné provést odběr vzorku z identického místa, byla pro srovnání použita nejbližší možná lokalita.

Ve vzorcích půd byl sledován obsah rizikových prvků a rizikových látek, jejichž přehled uvádí tabulka 1. Bylo stanoveno 13 rizikových prvků (As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V a Zn) jako celkové obsahy (rozklad směsí kyselin, Hg stanovena na AMA) a analýza byla provedena v centrálních laboratořích VÚMOP Praha.

Tabulka 1 Provedená stanovení ve vzorcích půd

Stanovení	Laboratoř	Vzorky
pH, C _{ox}	VÚMOP Praha	16 vzorků
As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn – celkové obsahy	VÚMOP Praha	16 vzorků
Monoaromatické uhlovodíky benzen, toluen, xylén, ethylbenzen Polyaromatické uhlovodíky naftalen, anthracen, pyren, fluoranthen, fenanthren, chrysen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)anthracen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene Chlorované uhlovodíky PCB, HCB, α -HCH, β -HCH, γ -HCH Pesticidy DDT, DDD, DDE Ostatní styren, nepolární extrahovatelné látky (ropné znečištění)	Aquatest Praha, a.s.	16 vzorků
PCDF 2,3,7,8 TeCDF, 1,2,3,7,8 PeCDF, 2,3,4,7,8 PeCDF, 1,2,3,4,7,8 H _x CDF, 1,2,3,6,7,8 H _x CDF, 1,2,3,7,8,9 H _x CDF, 2,3,4,6,7,8 H _x CDF, 1,2,3,4,6,7,8 H _p CDF, 1,2,3,4,7,8,9 H _p CDF, OCDF PCB 189, PCB 170, PCB 180 PCDD 2,3,7,8 TeCDD, 1,2,3,7,8 PeCDD, 1,2,3,4,7,8 H _x CDD, 1,2,3,6,7,8 H _x CDD, 1,2,3,7,8,9 H _x CDD, 1,2,3,4,6,7,8 H _p CDD, OCDD PCB PCB 77, PCB 126, PCB 169, PCB 105, PCB 114, PCB 118+123, PCB 156, PCB 157, PCB 167	Axys Varilab, s.r.o.	16 vzorků

C_{ox} uhlík oxidovatelný

Obsah vybraných organických polutantů (POP), které zahrnují monoaromatické, polyaromatické, chlorované a nepolární uhlovodíky a rezidua vybraných pesticidů, stanovil Aquatest Praha, a.s. metodami, které jsou uvedeny v práci Němeček a kol. (1994).

Axys Varilab s.r.o. ve Vraném nad Vltavou zajistil analýzu dibenzodioxinů a dibenzofuranů a vybraných kongenerů PCB metodami, které uvádí Jech (1999) a které jsou dále shrnuty v práci Podlešákové a kol. (2000).

Vyhodnocení výsledků bylo provedeno nejenom v závislosti na sledu odběrových míst v povodí Vltavy a Labe, ale především v relaci ke stavu kontaminace půd rizikovými látkami této oblasti, před více než 10 lety. Toto srovnání umožňuje dodržení stejného metodického postupu i laboratorních analýz. V případě perzistentních organických polutantů jsou u polyaromatických uhlovodíků uvedeny i hodnoty TEF (toxické ekvivalentové faktory), které slouží k vyjádření karcinogenního rizika a které sumarizují násobky koeficientů toxicity a koncentrací vybraných karcinogenních sloučenin. Hodnoty toxických koeficientů jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2 Hodnoty toxických ekvivalentových faktorů (TEF) pro jednotlivé PAU

Údaje US EPA	Vybrané sledované látky a hodnoty TEF
Sloučenina	Hodnota TEF
benzo(a)pyren	1
benzo(a)antracen	0,1
benzo(b)fluoranten	0,1
benzo(k)fluoranten	0,01
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,1
Fluoranten	0,01

Kvalitativní pokrok oproti minulému stavu představuje hodnocení obsahů PCDD/F v půdách. Pro tyto látky nemáme kromě údajů ze dvou lokalit žádné srovnávací informace z minulosti. Hodnocení obsahu PCDD/F bylo provedeno standardně podle toxických ekvivalentů (I-TEQ).

Výsledky a diskuse

Kontaminace půd rizikovými prvky

Zátěž půd rizikovými prvky je sumárně shrnuta v tabulce 3. V ní je uveden počet případů překročení limitních hodnot. Pro vyhodnocení byl použit návrh kritických hodnot obsahů rizikových prvků (Sánka a kol. 2002), předložený k účelům novelizace vyhlášky MŽP 13/1994 Sb. Tabulka uvádí počet případů překročení tzv. preventivních hodnot, které byly odvozeny od pozadových hodnot rizikových prvků v půdách a informují nás o projevech zvýšené antropické zátěže (půda A). Dále byly koncentrace porovnávány s tzv. indikačními hodnotami, které představují druhý stupeň limitních hodnot a signalizují riziko nadměrného přestupu rizikových prvků z půdy do rostlin. Obsah rizikových prvků v rostlinné produkci z takto zatížených půd již může překročit hodnoty kritické zátěže rostlin (půda B). Pro srovnání jsou uvedeny i hodnoty, zjištěné v půdách v roce 1992 (půda 92). Údaje o zátěži jsou uvedeny zvlášť pro sediment. Na základě uvedených hodnot můžeme konstatovat, že povodňový sediment, odebraný před Mělníkem (a tedy za Spolanou Neratovice), obsahoval zvýšené obsahy As, Be, Cd, Hg, Pb a Zn. Ve všech případech překročil obsah uvedených prvků preventivní hodnoty, v jednom případě (Cd) došlo k překročení indikačních hodnot. Přitom obsah rizikových prvků v sedimentu představuje maximum zjištěných obsahů pro všechny rizikové prvky, kromě As, Cr a V. U As byla změřena srovnatelná koncentrace v půdě na lokalitě odběru sedimentu (Kelské Vinice). U Cr byly hodnoty oproti sedimentu vyšší v půdě čtyřech lokalit. V případě V dosáhla oproti sedimentu vyšší koncentrace. V půdě lokalita Malé Březno. Ani v jednom případě nebyla u rizikových prvků překročena hodnota indikačního limitu. Můžeme tedy konstatovat, že zátěž půd, postižených povodněmi, nepředstavuje u rizikových prvků nebezpečí z hlediska kontaminace plodin, pěstovaných na těchto půdách.

Tabulka 3 Počty případů překročení navrhovaných limitních hodnot RP v půdách

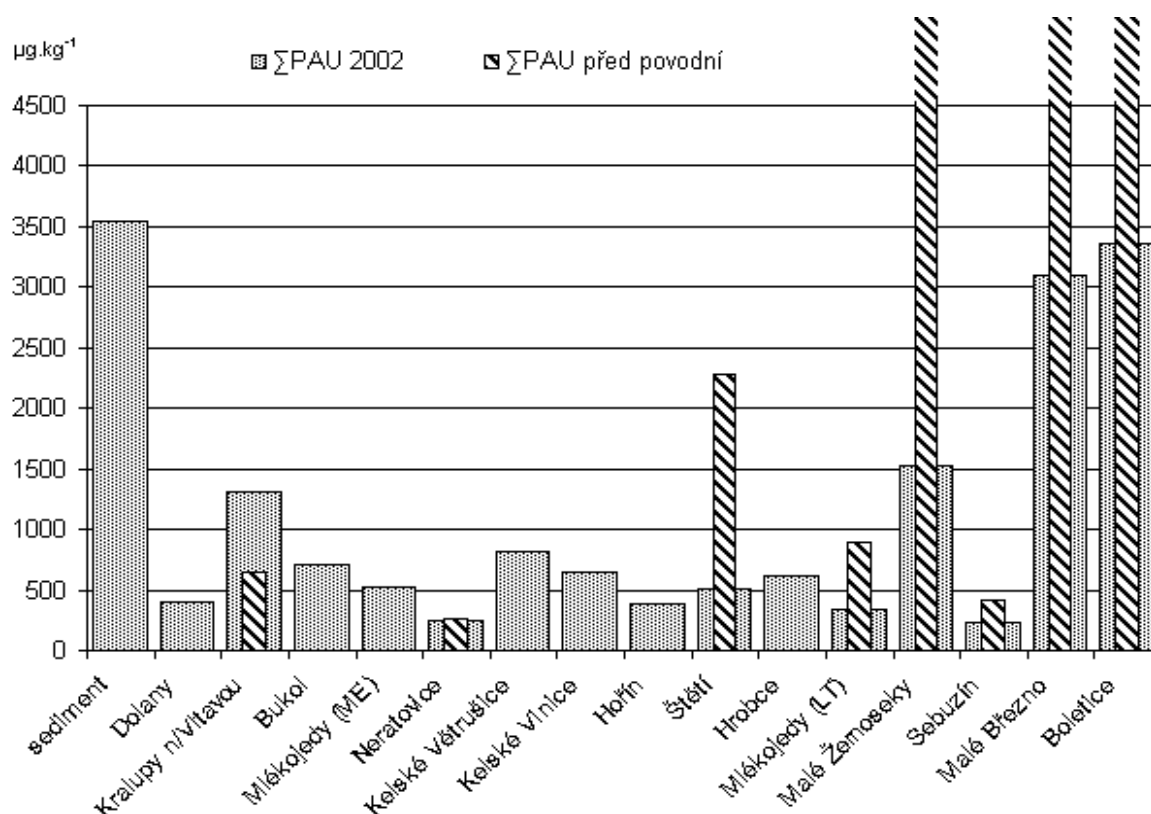
Prvek	<i>Sediment</i>		<i>Půda</i>		<i>Půda 92</i>	
	A	B	A	B	A	B
As	1	0	3	0	3	0
Be	1	–	1	–	7	–
Cd	1	1	8	0	8	2
Co	0	0	0	0	0	0
Cr	0	0	3	0	3	0
Cu	0	0	0	0	2	0
Hg	1	0	2	0	8	1
Mn	0	–	0	–	1	–
Ni	0	0	0	0	1	0
Pb	1	0	0	0	4	0
V	0	–	1	–	0	–
Zn	1	0	4	0	7	1

Srovnáme-li stav zátěže rizikovými prvky se stavem v roce 1992, nacházíme pouze u koncentrací V jednoznačně vyšší hodnoty oproti minulosti. U většiny ostatních prvků lze pozorovat navýšení jejich koncentrace v půdě ve srovnání s minulostí na úseku toku k lokalitě Štětí (zátěž záplavové vody při průtoku Prahou, eventuálně Neratovicemi), v druhé části toku pak dosahují koncentrace těchto prvků oproti minulosti hodnot nižších (obr. 2 – 7). Zvýšené hodnoty rizikových prvků byly na počátku 90. let zjištěny ve fluvizemích především v případě $Cd > Hg, Zn > Cu > Pb$ a Cr (Podlešáková a kol. 1994).

Kontaminace půd perzistentními organickými polutanty

Polyaromatické uhlovodíky – koncentrace sumy polyaromatických uhlovodíků uvádí obr. 2. Koncentrace sumy PAU v povodňovém sedimentu je cca trojnásobkem preventivního limitu, navrženého pro zemědělskou půdu. V relaci k obsahům sumy PAU v půdách ostatních lokalit je koncentrace v sedimentu nejvyšší, lze z toho odvodit zvýšenou zátěž PAU při povodních v roce 2002. V půdách části toku Vltavy, a dále Labe v úseku od Neratovic k Ústí nad Labem, koncentrace PAU nepřekračuje ani preventivní limit, navržený pro zemědělskou půdu. K navýšení koncentrace PAU v půdě dochází v úseku toku Labe od Ústí nad Labem dále k severu. Můžeme proto usuzovat na průnik PAU do vody Labe ze zdrojů kontaminace, situovaných v této oblasti. Porovnáme-li současné koncentrace sumy PAU v půdách nívné oblasti Labe se stavem před cca 10 roky, musíme konstatovat výrazný pokles koncentrací PAU v půdě, a to i přes krátkodobě zvýšenou zátěž při srpnových povodních. Trend poklesu původně vysokých koncentrací PAU ve fluvizemích podél Labe (Podlešáková a kol. 1994) souvisí přímo se zlepšením kvality vody Labe, a tedy s postupnou degradací sloučenin ze skupiny POP v půdách nívné oblasti. Můžeme konstatovat, že hospodaření na těchto půdách představuje z hlediska PAU v současné době menší riziko, než na počátku devadesátých let dvacátého století.

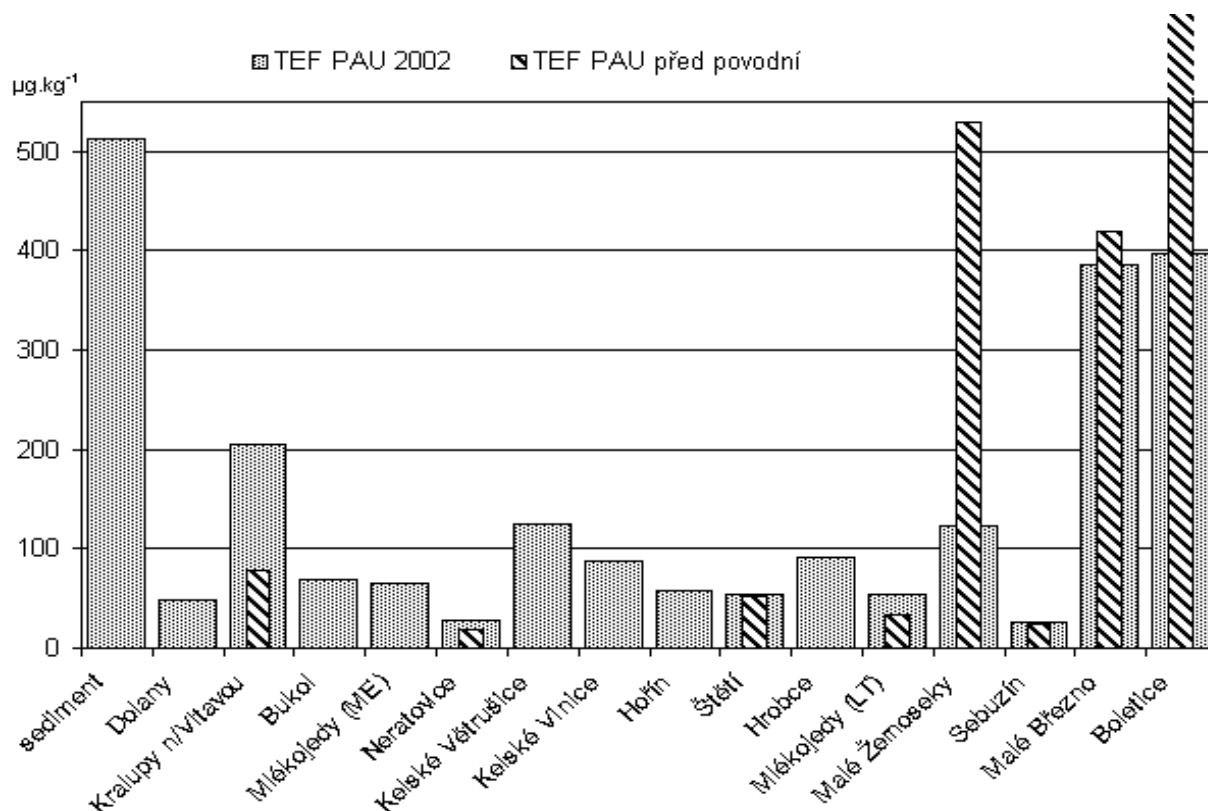
Obr. 2 Suma PAU v půdě po povodních a v minulosti



K podobnému závěru docházíme i při porovnání hodnoty toxických ekvivalentových faktorů karcinogenních sloučenin, ze skupiny PAU (obr. 3). U těchto sloučenin je patrná jejich zvýšená perzistence v půdě, to vyplývá při srovnání současných hodnot s hodnotami z roku 1992, kde rozdíly koncentrací mezi těmito hodnotami nedosahují tak výrazného rozdílu, jako v případě sumy PAU.

Zátěž půd uvedenými sloučeninami při povodních v roce 2002 byla mírně zvýšená, jak vyplývá z hodnot koncentrace TEF v povodňovém sedimentu, intenzita zátěže však neohrozila hygienický stav půd na sledovaných lokalitách.

Obr. 3 Hodnoty TEF PAU po povodních a v minulosti

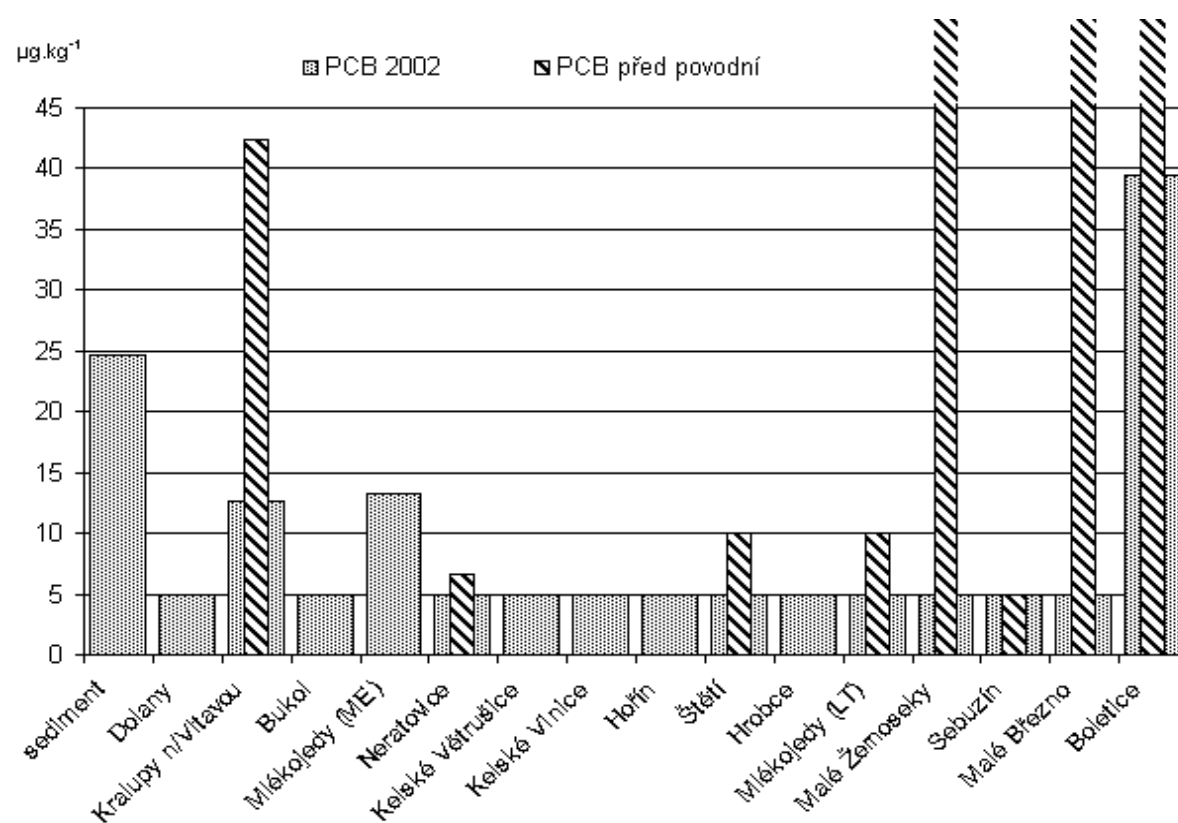


Chlorované uhlovodíky – koncentrace sumy šesti kongenerů PCB znázorňuje obr. 4. Koncentrace v povodňovém sedimentu pouze mírně překračuje navržený preventivní limit pro obsah v zemědělských půdách. Koncentrace PCB⁶ přímo v půdách nedosahují na sledovaných lokalitách, kromě lokality Boletice, ani k úrovni preventivního limitu. Oproti minulému stavu můžeme konstatovat výrazný pokles koncentrací PCB⁶ ve fluvizemích Labe, zátěž půd sledovaných lokalit touto skupinou polutantů, byla při povodních v srpnu 2002 neprůkazná.

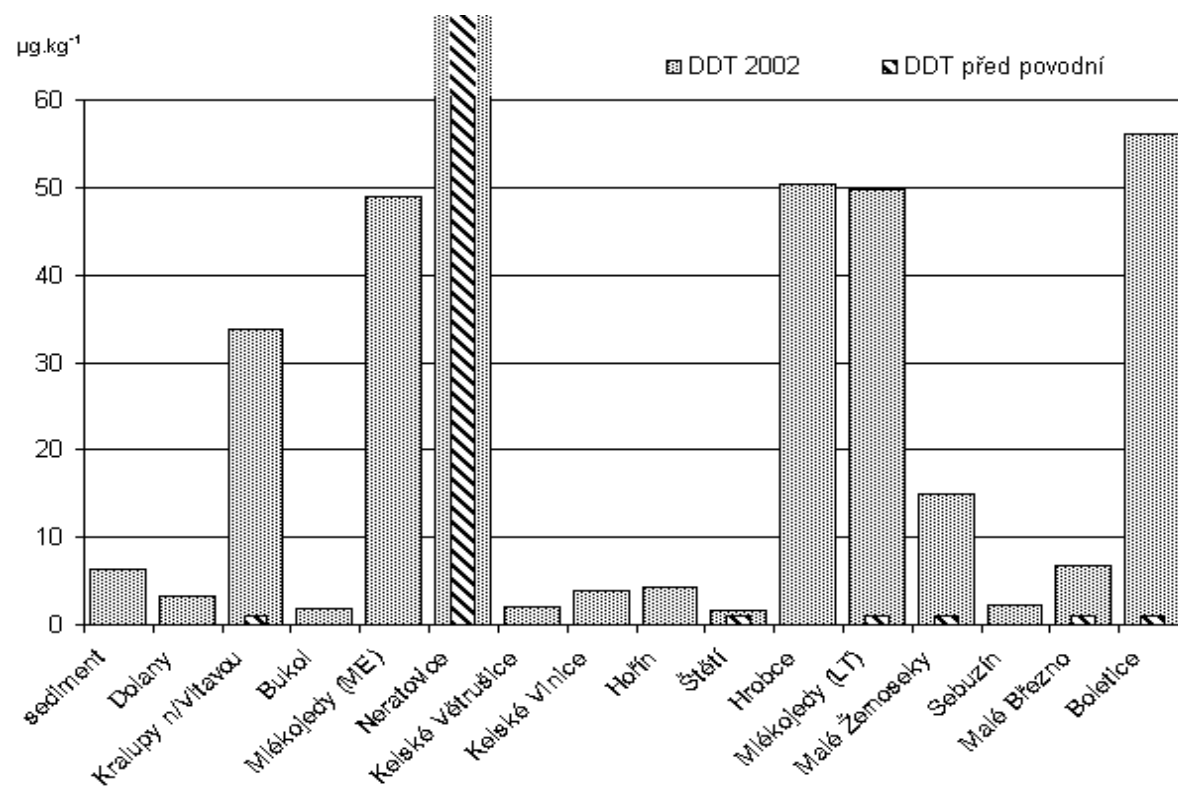
DDT – vykazuje ve srovnání s doposud uvedenými POP zcela obrácený trend. Zatímco v předchozím šetření (1992) byla uváděna nízká úroveň koncentrací DDT v půdách sledovaných lokalit, překročila koncentrace DDT po povodních navržený preventivní limit pro zemědělské půdy na pěti lokalitách (obr. 5). Zvýšené hodnoty dosahují cca dvojnásobku (na lokalitě Boletice trojnásobku) hodnoty preventivního limitu. Tento fakt by určitě zasluhoval další šetření, zaměřené na lokalizaci zdrojů znečištění (nezajištěné skládky odpadů, nevhodně zlikvidované zásoby a pod.).

PCDD/F – představují skupinu rizikových látek, která svým významem vstoupila po povodních do popředí ve spojitosti se Spolanou Neratovice. Jak vyplývá z výsledků měření (obr. 6), dosahuje koncentrace I-TEQ PCDD/F v půdách sledovaných lokalit koncentračního maxima v povodňovém sedimentu (hodnota 4.1 mg.kg⁻¹). V relaci k běžným obsahům I-TEQ PCDD/F našich zemědělských půd (Vácha a kol. 2001), považujeme hodnoty naměřené na sledovaných lokalitách za navýšené. Z hlediska ohrožení potravního řetězce však uvedené koncentrace I-TEQ PCDD/F nedosahují např. limitu, navrženého v SRN pro provozování neomezeného zemědělství. V této souvislosti můžeme konstatovat, že zjištěné hodnoty I-TEQ PCDD/F na sledovaných lokalitách nepředstavují ohrožení hygienického stavu půdy a není zde důvod k omezení způsobu využití půd.

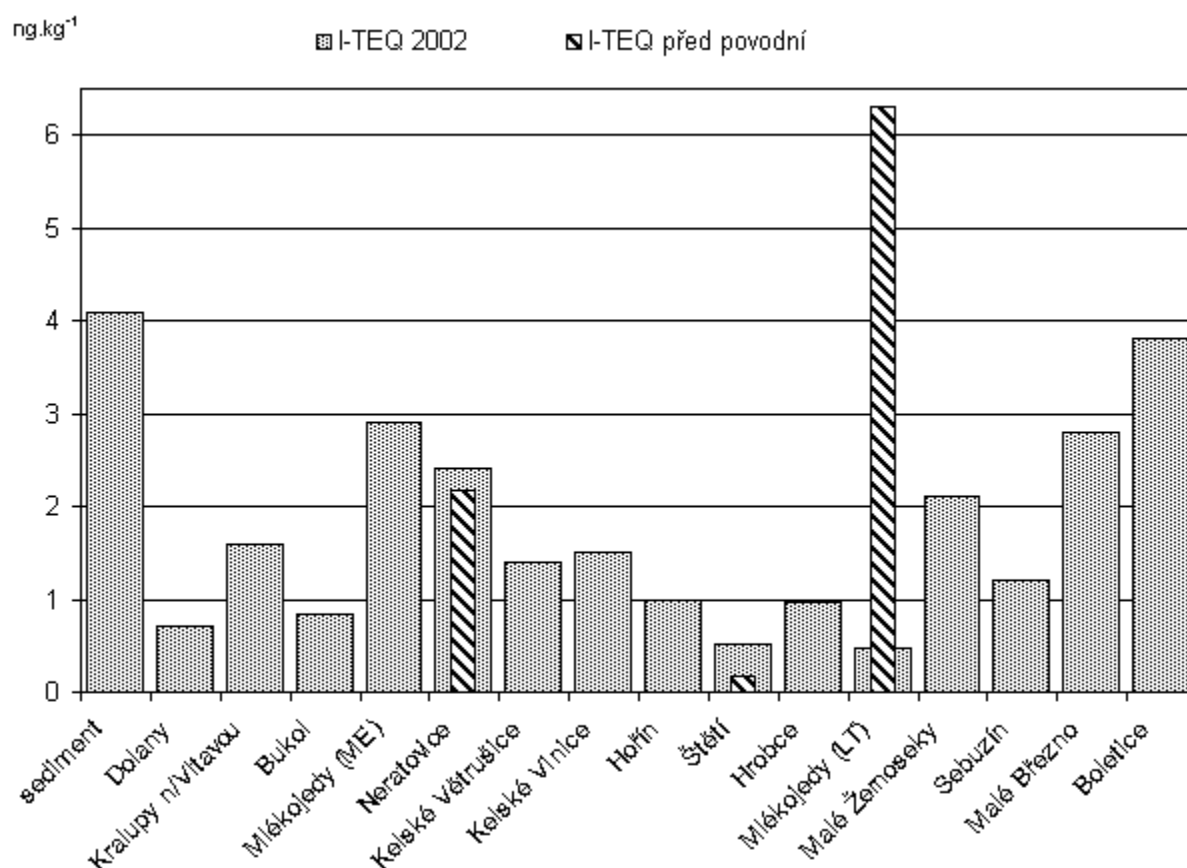
Obr. 4 Sumy PCB po povodních a v minulosti



Obr. 5 Hodnoty DDT po povodních a v minulosti



Obr. 6 hodnoty I-TEQ PCDD/F po povodních a v minulosti



Srovnání se stavem před povodní je možno provést pouze na základě dvou měření v roce 2000, na lokalitách Neratovice a Štětí. Ze srovnání vyplývá mírný nárůst hodnoty I-TEQ PCDD/F v půdě, intenzita nárůstu hodnot zdaleka neodpovídá předpokládanému stupni ohrožení půd, který by nastal při havarijním úniku PCDD/F do labského toku. Při srovnání poměrného zastoupení jednotlivých izomerů PCDD/F v půdě (tab. 4) bylo nalezeno pouze nízké zastoupení izomeru 2,3,7,8 TCDD (výskyt ve Spolaně Neratovice). Naopak zvýšený poměr izomerů PCDD/F s vyšším počtem molekul chloru, především okta-chlorovaných dibenzodioxinů a okta-chlorovaných dibenzofuranů v půdách, svědčí spíše o výrazném vlivu dalších zdrojů podél labského toku. Toto zjištění odpovídá závěrům šetření expertní skupiny, která hodnotila úroveň kontaminace okolí Spolany Neratovice polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny, dibenzofurany a bifenily po povodních 2002 (Holoubek a kol. 2003).

Tabulka 4 Stanovení PCDD/F v půdách (ng.kg⁻¹)

lokalita	2,3,7,8 TeCDD	1,2,3,7,8 PeCDD	1,2,3,4,7,8 HxCDD	1,2,3,6,7,8 HxCDD	1,2,3,7,8,9 HxCDD	1,2,3,4,6,7,8 HpCDD	OCDD	2,3,7,8 TeCDF	1,2,3,7,8 PeCDF	2,3,4,7,8 PeCDF	1,2,3,4,7,8 HxCDF	1,2,3,6,7,8 HxCDF	1,2,3,7,8,9 HxCDF	2,3,4,6,7,8 HxCDF	1,2,3,4,6,7,8 HpCDF	1,2,3,4,7,8,9 HpCDF	OCDF	I-TEQ
Neratovice	0,34	0,51	0,54	0,66	0,65	5,40	26,0	2,20	1,40	1,50	2,00	1,10	ND	1,00	3,30	1,00	8,90	2,40
Kelské Větrušice	ND	0,23	0,28	0,39	0,38	7,50	32,0	2,60	0,72	0,92	0,99	0,68	ND	0,56	3,30	0,65	8,70	1,40
Mlékojedy	0,97	0,16	0,24	0,37	0,28	7,40	97,0	2,50	1,00	1,70	1,70	0,75	ND	0,79	3,70	0,84	41,00	2,90
Kelské Vinice	0,10	0,19	0,31	0,43	0,53	9,50	59,0	1,70	0,83	1,10	1,20	0,61	ND	0,65	2,50	0,66	9,30	1,50
Kelské Vinice s.	0,37	0,47	0,70	1,30	1,20	26,00	200,0	3,60	1,70	3,00	3,00	1,80	ND	2,00	8,60	1,50	38,00	4,10
Hořín	ND	0,25	0,25	0,27	0,52	6,80	37,0	0,77	0,50	0,72	0,82	0,44	ND	0,49	1,90	0,39	7,30	1,00
Dolany	ND	0,11	0,33	0,46	0,35	7,00	26,0	0,48	0,34	0,44	0,55	0,47	ND	0,48	1,30	0,24	4,50	0,72
Kralupy n. V.	0,32	0,22	0,31	0,56	0,43	11,00	8,0	1,30	0,76	0,77	1,80	0,89	ND	0,90	3,00	0,60	12,00	1,60
Bukol	ND	ND	ND	ND	0,58	4,90	45,0	0,62	0,43	0,78	0,73	0,42	ND	0,76	2,30	0,50	8,50	0,85
Štětí	ND	ND	ND	ND	ND	1,80	13,0	0,43	0,34	0,54	0,54	0,32	ND	0,38	1,30	0,36	3,60	0,51
Hrobce	ND	0,26	0,57	0,71	1,10	11,00	69,0	0,57	0,22	0,43	0,43	0,28	ND	0,40	1,50	0,26	3,00	0,96
Mlékojedy	ND	0,18	0,25	0,24	0,61	4,50	34,0	0,24	0,15	0,22	0,19	0,11	ND	0,13	0,46	0,08	1,30	0,47
Malé Žernoseky	0,29	0,60	1,00	1,10	2,00	18,00	130,0	0,95	0,57	0,87	0,55	0,94	ND	0,63	2,60	0,57	6,90	2,10
Boletice	ND	0,22	0,45	0,61	0,82	7,00	45,0	5,80	3,20	3,30	5,10	1,90	0,28	1,60	5,80	1,60	18,00	3,80
Malé Březno	0,13	0,30	0,51	0,66	0,90	6,60	35,0	2,70	1,80	2,40	3,20	1,40	0,13	1,20	4,90	1,20	29,00	2,80
Sebuzín	0,10	0,20	0,23	0,38	0,62	5,30	33,0	1,10	0,55	0,84	0,98	0,53	0,08	0,55	1,90	0,28	12,00	1,20

*ND – nedetekováno

Závěr

Ze šetření obsahů rizikových prvků a rizikových látek v patnácti vzorcích půd a jednom vzorku povodňového sedimentu lze vyvodit následující závěry. U rizikových prvků nebyl v půdách zjištěn ani jeden případ překročení navrženého indikačního limitu, vztaženého k ochraně potravního řetězce, půda na sledovaných lokalitách může být nadále využívána k produkci zemědělských plodin bez omezení. Ve srovnání se stavem před více než 10 lety došlo, kromě V, k poklesu koncentrací rizikových prvků v půdách sledovaných lokalit

- U polyaromatických uhlovodíků byl zjištěn i po povodních v srpnu 2002 jejich výrazný pokles sumárních koncentrací v půdě oproti stavu z počátku devadesátých let dvacátého století s tím, že závažné karcinogenní sloučeniny vykazují oproti celkové sumě trend pomalejšího odbouívání v půdě.
- U PCB byl také konstatován trend postupného rozkladu v půdě, zátěž sumou 6 kongenerů PCB po srpnových povodních byla na sledovaných lokalitách bezvýznamná
- U DDT byl ve srovnání se stavem z minulosti zjištěn nárůst koncentrací v půdě, který s největší pravděpodobností souvisí s únikem těchto látek ze starých zátěží při srpnových povodních. Detekované zvýšené koncentrace dosahovaly 2 – 3 násobku jejich požadové hodnoty v zemědělských půdách.
- U PCDD/F nelze vyloučit únik jejich nižších koncentrací do vody Labe při srpnových povodních, s nejvyšší pravděpodobností ale nesouvisí výlučně se Spolanou Neratovice. Nárůst koncentrací PCDD/F v půdách dvou lokalit dosahuje nízkých hodnot ve srovnání se stavem před povodněmi a zjištěná maxima v půdách sledovaných lokalit podél toku Labe nepřekračují hodnoty, uváděné např. v SRN pro provozování neomezeného zemědělství.

Literatura

- HOLOUBEK, I. a kol., 2003: Shrnutí měření kontaminace okolí Spolany Neratovice polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny, dibenzofurany a bifenylly po povodních 2002. TOCOEN, s.r.o. Brno. TOCOEN REPORT No. 236, únor 2003. <http://www.env.cz>.
- JECH, L. a kol., 1999: Studie výskytu persistentních organických látek v ovzduší a jejich depozice na území České republiky. Závěrečná zpráva projektu VaV 520/6/99. Vrané n/V: AXYS Varilab, 1999, 42 s.
- PODLEŠÁKOVÁ, E. - NĚMEČEK, J. - HÁLOVÁ, 1994: Zatížení nivních půd Labe rizikovými látkami. Rostlinná Výroba, roč. 40, č. 1, s. 69 – 80.
- PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., VÁCHA, R., 2000: Zatížení zemědělských půd polychlorovanými dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany. Rostlinná Výroba, roč. 46, č. 8, s. 349 – 354.
- SÁŇKA, M. - NĚMEČEK, J. - PODLEŠÁKOVÁ, E. - VÁCHA, R. - BENEŠ, S., 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Zpráva MŽP ČR, 60 s.
- VÁCHA, R. - PODLEŠÁKOVÁ, E. - NĚMEČEK, J. - POLÁČEK, O., 2001: Stav zatížení zemědělských půd persistentními organickými polutanty. Chemické listy, roč. 95, č. 10, s. 590 – 593.

Základní hydrologicky a vodohospodářsky účinné prvky a útvary zemědělské krajiny a influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí

Basic Hydrologically and Hydro-economically Effective Elements and Formations of Farmland and Influx-Infiltration Capacity in Soils

Zdeněk VAŠKŮ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5-Zbraslav, ČR, e-mail: vasku@vumop.cz*

Abstrakt

Především v letech 1948 až 1989 se naší krajině odehrálo velké množství nepříznivých změn, které se významně odrazily na zhoršení jejích hydrologických a vodohospodářských a jiných funkcí. Zejména v zemědělsky využívané krajině došlo k odstranění velkého množství hydrologicky a vodohospodářsky účinných prvků a útvarů, které měly příznivý vliv na akumulaci, retenční a drenážní schopnost krajiny a zejména na influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí. Z těchto důvodů je bude nutno metodami kulturně-technického inženýrství v nezbytně potřebné míře hydrologicky a vodohospodářsky účinné prvky a útvary krajiny polohově a parametricky nenáhodně opět rekonstruovat. Hlavní zásadou těchto systematicky uskutečňovaných opatření je, aby byly realizovány již od rozvodnic a horních částí povodí (= koncepce řešení problémů již od míst, kde vznikají), nikoliv jen opatřeními na tocích. Tak např. údolní nádrže by neměly být opatřením jediným nebo prvním, ale komplementivním účinným zásahem, navrhovaným až na základě hydrologického dopočtu. Při vodohospodářské řešení organizace strukturních prvků a útvarů v zemědělských povodích je nutno klást důraz na influkčně infiltrační schopnost půdy, která je jednou z nejdůležitějších charakteristik půdně-litologického prostředí, neboť klíčovým způsobem ovlivňuje přeměnu povrchového odtoku na odtok podzemní a tedy celkové odtoko-průtokové poměry území. Influkčně infiltrační schopnost půdy je značně ovlivnitelná prostředky kulturně-technického inženýrství. V kulturně technické praxi je základním výpočtovým parametrem pro návrh nebo hodnocení funkční účinnosti téměř všech hydromelioračních opatření na půdě a mimo jiné se používá též při hodnocení a kvantifikaci srážko-odtokových poměrů území, hodnocení vhodnosti zón území pro tvorbu podzemních vod, hodnocení potenciální kontaminace (vulnerability) zvodní a pod.

Klíčová slova: ochrana přírody a krajiny, kulturně-technické inženýrství, pedologie, hydropedologie, vodní režim krajiny, influkčně infiltrační schopnost půdy.

Abstract

A large number of negative changes took place primarily in the period 1948 – 1989 in our country; they were significantly reflected in deterioration of soil hydrological, water-economical and other soil functions. Particularly in agriculturally used land a liquidation of large number of hydrologically and water-economically effective elements and formation took place. They had a beneficial influence on accumulation, retention and drainage capabilities of land, and particularly on influx-infiltration capacity of soils. For that reason there will be inevitable by means of cultural-technical engineering in necessary rate to make reconstruction of hydrologically and water-economically effective land elements and formations on regular, topographical and parametrically levels. The main principles of these systematically implemented measures is, to be realized already from watershed lines and upper parts of watersheds (i.e. the problem solution concept from the sites of their origin), not only implementation of measures in water streams areas. So e.g., valley basins might be not presented as single or first measure,

but complementary effective object proposed on the base of detailed hydrological calculation. At water-economical solution of structural elements organization and formation in agricultural watersheds there is a need to stress an influx-infiltration soil capability that is one of most important soil-lithological environment characteristics, because it substantially influences surface discharge change to the ground one and in this way total discharge-flow regime of a territory. Soil influx-infiltration capacity is considerably influenced by tools of cultural-technical engineering. In cultural-technical practice the basic calculation parameter for proposal or functional effectivity assessment can be served at almost all the hydromelioration measures on soil. Besides other it is also used for balance and quantification of precipitation-discharge regimes of areas, zone suitability assessment for water ground formation, potential contamination assessment (vulnerability) of waterlogging, etc.

Keywords: nature and landscape conservation, cultural-technical engineering, water regime of the landscape, influx-infiltration soil capacity

Úvod

V souvislosti s nastupujícími klimatickými změnami se očekává stále ve větší míře uplatňování tzv. *eratických klimatických vzorů*, jejichž hlavními příčinami jsou průvodní jevy tzv. *globálního oteplování* planety Země. Modelové odhady změn klimatu, které byly vypracovány pro území střední Evropy, pro naše zeměpisné šířky kalkulují s postupným oteplováním a současně mírným zvýšením srážkových úhrnů. Uvažuje se, že v polovině tohoto století u nás dojde ke zvýšení průměrné roční teploty asi o 2 až 3 °C.

Nepodléhejme přitom iluzi, že klimatické změny, kterým současně čelíme a kterým budeme v blízké budoucnosti vystaveni, příroda již sama, to je bez přičinění člověka, nevyzkoušela. Přibližně stejně teplé podnebí, v jakém od počátku devadesátých let minulého století žijeme my, měli i naši předkové v tzv. *malých klimatických optimech*. Ty např. v tomto tisíciletí na našem území odezněly v prvním případě v letech asi od roku 875 – 1194 a v druhém případě v období od r. 1466 do 1618.

Současně žijeme v posledním teplém tzv. interglaciálním období čtvrtohor, pro které již v roce 1833 zakladatel moderní geologie Charles Lyell navrhl označení *holocén* (z *řeckého holos = celý a kainos = nový* – tedy něco jako *celé nové období*). I když hranice mezi předchozím geologickým útvarem pleistocénem a holocénem má charakter časové transgrese, za počátek holocénu se dnes smluvně uvažuje náhlý teplotní skok, dokumentovaný změnou sedimentů a pylových zrn podle vrtu provedeného v botanické zahradě v Gothenberku ve Švédsku, jemuž byl přisouzen radiometrický věk 10 300 B. P. (= před dneškem). Tento holocén je obdobím celkově podnebně velmi příznivým, ale zdaleka se nejedná o klimaticky jednotný časový úsek. Vyskytly se v něm rozsáhlá období, ve kterých panovaly průměrné teploty o 2 až 3 °C vyšší nežli dnes (především v období tzv. *atlantiku* 5800 až 4000 p. n. l.) – tedy na úrovni, kterou očekáváme v budoucnu při dalším zvyšování koncentrace tzv. *radiačně aktivních plynů*. Tehdy na našem území tyto podnební podmínky žádný rozvrat ekosystémů ani tzv. depopulaci nevyvolaly. Spíše naopak: došlo k výraznému rozvoji neolitického zemědělství, spojeného s kulturou lidu lineární (volutové) keramiky a kultivaci krajiny. O období atlantiku se právem mluví jako o klimatickém optimu holocénu.

Lze to chápat jako jistý paradox, že právě ve čtvrtohorách, kterým je pro jejich zcela převládající charakter klimatu po právu přezdíváno ledová epocha jsme postaveni před řešení problémů, které souvisejí se současným nástupem globálního oteplování.

Na vysvětlenou, na základě vyhodnocení hlubokomořských vrtů dnes již víme, že velmi chladných čtvrtohorních výkyvů – tzv. *glaciálů* bylo asi kolem padesáti a že při dvaceti dvou z nich se kontinentální ledovce rozšířily do mírného pásma obou polokoulí – při posledním glaciálu, ještě před 18 tisíci lety, což je z geologického hlediska docela nedávno, se v Českých zemích pohybovaly průměrné roční teploty kolem -2 °C (pro porovnání – soudobý teplotní normál udávaný pro vrchol sněžky je + 0,2 °C).

Z klimatického hlediska lze konstatovat, že především v uplynulých 8000 letech na naší planetě panovaly po zcela mimořádně dlouhý souvislý časový úsek velice příznivé podnební podmínky. Za posledních 130 000 let se tak příznivé klimatické okno vyskytlo vůbec jako jediné. Tato skutečnost

znamenal ojedinele šťastnou a jedinečnou okolnost pro vznik a rozvoj jednoho z největších dějinných vynálezů lidstva – zemědělství a tak jedinečnou příležitost pro vznik naší civilizace vůbec.

I když předpokládaná zvýšení průměrných ročních teplot, které pro naše území udávají scénáře klimatických změn jsou značná, musíme si uvědomit, že věcně představují stále ještě jen posun v rámci evropské mírně teplé vlhké podnební oblasti (a to přibližně ze středu její severní poloviny do její poloviny jižní), kde se bude stále ještě z agroekologického hlediska vyskytovat dostatečné množství atmosférických srážek.

Naši zemědělci tedy nemusí na budoucnost předpovídanou klimatickými scénáři pohlížet s obavami. Lze tvrdit, že se celkově výrazně zvýší tzv. klimatická úrodnost našeho území. Předpokládané oteplení na našem území ovlivní produkční schopnost půdy větším dílem pozitivně. Obecně dojde k prodloužení malého i velkého vegetačního období, rozšíří se možnosti pěstování náročnějších plodin a odrůd rostlinné výroby. Pro ilustraci celých 78,5 % území české republiky bude příhodné pro intenzivní vinohradnické pěstování révy vinné, meruněk, broskvoní či pro intenzivní ovocnářství.

Vůbec území Českých zemí představuje oblast, která i v těch klimaticky nejnepříznivějších obdobích holocénu nebyla klimaticky nepřítulná nebo dokonce neobyvatelná. Např. i v podmínkách suchého a kontinentálního podnebí subboreálu (to je časového úseku 1250 – 800 p. n. l.), které způsobilo rozvrat téměř všech starověkých říší, lze u nás zaznamenat dokonce demografický a ekonomický růst kultur pozdní doby bronzové.

Situace navozované nastupujícími klimatickými změnami nebudou ovšem pouze tak jednostranně pozitivní. Pomineme-li tu skutečnost, že změněné klima s sebou přináší i nové nemoci, jako jsou např. malárie, západonilská horečka, ale např. i více infikovaných klíšťat, pak v našich přírodních podmínkách lze důvodně očekávat především:

1. **zvýšený výskyt přívalových dešťů** a tzv. bleskových povodní a s nimi související vyšší ohrožení půdy vodní erozí
2. zvýšený výskyt trvalých několikadenních srážkových období a s nimi související **výskyty povodní s vysokými kulminačními průtoky** a opět vyšší ohrožeností půdy vodní erozí, výskytem půdních sesuvů, a svahových pohybů a poškozování zemědělské půdy a plodin v důsledku zamokření
3. **zvýšená frekvence silných bouřek** s průvodními škodlivými jevy jako jsou kroupy a ničivý vítr
4. zvýšený **výskyt tornád** (relativně nový meteorologický jev, který u je u nás doposud prokazatelně evidován přibližně pouze 1 – 2-krát, i méněkrát, za rok)
5. vyšší četnost výskytu především tzv. **nahodilého sucha** (podmíněného přirozeně se vyskytující časovou a plošnou nerovnoměrností výskytu srážek, zvýšeným výparem a zvýšenou transpirací – to je fyziologickým výparem rostlin).

Přitom zvýšený výskyt přívalových dešťů, výskyty bleskových povodní, zvýšené nebezpečí vodní eroze půdy, zvýšený výskyt trvalých několikadenních srážkových období, povodně s vysokými kulminačními průtoky, půdní sesuvy a svahové pohyby, poškozování půdy, plodin a kultur zamokřením a vyšší četnost výskytu tzv. nahodilého sucha podmíněného přirozeně se vyskytující časovou a plošnou nerovnoměrností výskytu srážek a zvýšeným výparem a transpirací, se e ovšem budou zákonitě uplatňovat jako poruchové veličiny vodní bilance krajinného ekosystému a především agroekosystémů.

Půda – nejvýznamnější „vodohospodářských zařízení“, které máme k dispozici

Jistě se shodneme na tom, že např. proti ničivým účinkům tornád, bouří a vichřic jsou naše případná potencionální opatření limitovaná. Ovšem proti zbývajícím celé škále nepříznivých důsledků, které vyplývají z globálních klimatických změn nejsme zase zdaleka tak bezbranní.

V této souvislosti bych chtěl na prvním místě upozornit na jedno z nejvýznamnějších „vodohospodářských zařízení“, které máme k dispozici – kterým je půda. Jen 100 cm mocná povrchová vrstva půdy je na ploše 1 km² schopna v průměru zadržet 300 tisíc m³ vody. Pro ilustraci je to vodní zásoba, která by 100 lidem při každodenní spotřebě 400 l vystačila zhruba 20 let. A přitom ještě navíc dalších 30 až 50 % tohoto množství vody je půda schopna ovlivnit retenčně, to znamená dočasně zadržet a postupně uvolňovat k odtoku.

Proto právě péče o půdu a o krajinu, to je posilování jejich retenčních, akumulčních, influkčně-infiltračních, protierozních a drenážních funkcí je nejúčinnějším nástrojem, pomocí kterého můžeme

důsledky klimatických změn do značné míry mírnit, vyrovnávat nebo i v našich přírodních podmínkách eliminovat.

Z hlediska stávajících a projekčně navrhovaných základních hydrologicky účinných prvků a útvarů zemědělsky využívaného krajinného prostoru (viz následující část příspěvku) je nezbytné podrobněji pojednat o influkčně infiltrační schopnost půdy. Je definována jako maximální možná rychlost pronikání vody do půdního prostředí všemi existujícími dutinami, bez ohledu na jejich původ, velikost a tvar v půdně-litologickém prostředí (viz tab. 1), dosažená bez tlakové výšky vody na povrchu terénu. Ovlivňuje významně podíl srážek na povrchovém odtoku, hypodermickém odtoku a odtoku podzemních vod. Influkčně-infiltrační schopnost je ovlivňována především fyzikálními vlastnostmi půdy (textura a pórovitost), vegetačním krytem (ochrana půdního povrchu před destrukcí), vlhkostí půdně litologického prostředí, intenzitou a trváním srážek, agrochemickými vlastnostmi půdy a především biologickými vlastnostmi půdy (především oživení půdy mezogeobionty a makrogeobionty). Influkčně infiltrační schopnost půdy je výsledkem dvou hydraulicky diametrálně odlišných procesů, kterými jsou:

- a) influkce (= vtoky do půdy nebo horninného prostředí pedohydatodami (viz tab. 1), kdy je rychlost vody proporcionální k mocninnému vyjádření hydraulického spádu)
- b) infiltrace (= vsakování, to je vnikání vody ze zemského povrchu do půdního nebo horninového prostředí, kdy pohyb vody lze charakterizovat jako Darcyovské laminární proudění).

Hlavními nositeli influkčně infiltrační schopnosti půdy jsou pedohydatody (pedon, hydor, hodos = půdy voda cesta), viz tab. 1. Jde o souhrnné označení kategorie hydrologicky nejúčinnějších pórů v půdním nebo litologickém prostředí, které jsou představovány různými ruptickými dutinami nebo plochými prvky diskontinuity půdního prostředí, které vznikají např. v důsledku objemových změn při vysychání (planární pedohydatody) a především kanálovitými a trubičkovitými hrubými póry biogenního původu (dutiny po kořenech rostlin, chodbičky zoogeobiontů apod.), to jsou tzv. tubulární pedohydatody.

Mimořádný hydrologický význam mají především tubulární pedohydatody, které vznikají činností tzv. anektických druhů žížal, žijících v hlubších vrstvách půdy, někdy až několik metrů pod povrchem terénu. Tyto naše hydrologicky nejvýznamnější druhy máloštětinatců ve vhodných podmínkách zajišťují trvale hydrologickou komunikaci litologického „podpůdního“ prostředí se svrchními půdními horizonty a půdním povrchem a jsou rozhodujícími činiteli regenerativních mechanismů funkční stálosti této komunikace. Existující semipermanentní systémy převážně vertikálních tubulárních pedohydatod jsou zejména ve středně těžkých a těžkých půdách rozhodujícími preferenční cestami pro vodu a to od všech účinných půdních pórů, např. od stereometricky uzavřených komorových makropórů a tubulárních pedohydatod které vznikají činností bezobratlých (např. hypogeických máloštětinatců) a jiných živočichů až po planární pedohydatody.

Tabulka 1 Schematické znázornění definičního vymezení pórů (Z. Vašků, 1974)

Dutiny – póry (1) + (2) + (3)	Prostory různého tvaru, velikosti a původu v půdně litologickém prostředí, nezaplňené tuhou fází
(1) mikropóry	pF nad 4,18 *
(2) mezopóry	pF 4,18 až 0,77 *
(3) makropóry	pF pod 0,77 *
Makropóry	Komorové makropóry + pedohydatody
Komorové makropóry	Výrazně trojrozměrné půdní dutiny
Pedohydatody	Planární pedohydatody + tubulární pedohydatody
Planární pedohydatody (planární pedohydatody I. Řádu – šířka 2 a více cm, II. Řádu – 0,3 až 2,0 cm, III. Řádu – 0,1 až 0,3 cm, IV. řádu – pod 0,1 cm)	Makropóry, které mají dva rozměry výrazně přesahující rozměr třetí (pukliny a praskliny, technoturbační štěrby, ploché nespojitosti v pedonu)
Tubulární pedohydatody	Makropóry, které mají jeden rozměr výrazně větší než rozměry zbývající (ruptické tubulární interpedální průliny, dutiny po kořenech rostlin, chodbičky zoogeobiontů)

* pF – dekadický logaritmus sacího tlaku podle Schofielda.

Pro neustálé obnovování, zpevňování a vytváření nových tubulárních pedohydatod je velice významná migrace žízalovitých. Tak např. anektické druhy žízal (viz tab. 7) putují ze spodních vrstev půdně-litologického prostředí až na povrch půdy, zde vyprazdňují ze střeva trávícími pochody pozměněnou půdu (tzv. žízalince), vyhledávají potravu a páří se. Do větších hloubek se hromadně stěhují zejména v důsledku nepříznivých vnějších podmínek, např. v období přísušků a v zimě, tehdy s oblibou zejména do aeračních pásem drénů (cirkanaální migrace). Hydrologicky velice významná je jejich spontánní předdešťová migrace do svrchních vrstev půdy, kterou se tak bezprostředně připravují a otevírají rozhodující cesty srážkové vodě (*Plinius Starší, Naturalis historia: „Dešťovky vylézající z půdy předvídají změnu počasí...“*).

Tabulka 2 Ekologická klasifikace žízal (zpracováno podle publikovaných nebo jinak převzatých údajů I. Zajonce, V. Pižla, J. Smrže, A. Kretzschmara, J. C. Kühle a J. Němečka)

<u>Epigeické druhy</u> druhy žijící v horizontech nadložního humusu (horizonty opadanky, fermentační horizonty, horizonty měli), případně na svrchu oranomínérálních povrchových epipedonů	<i>Eisenia foetida, Eisenia lucens, Lumbricus castaneus, Lumbricus rubellus, Allolobophora chlorotica, Dendrobaena vejvodskyi, Dendrobaena octaedra, Dendrobaena mrazeki, Dendrobaena rubida rubida, Dendrobaena rubida subrubicunda, Dendrobaena rubida tenuis, Eiseniella tetraedra tetraedra, Eiseniella tetraedra hercynia, Eiseniella tetraedra intermedia, Octolasion croaticum argoviense</i>
<u>Hypogeické druhy</u> druhy žijící v organomínérálních povrchových horizontech a podpovrchových horizontech ležících pod horizonty biogenní akumulace organických látek a to do hloubky nejvýše několika dm pod povrchem	<i>Allolobophora caliginosa, Allolobophora jassyensis, Allolobophora leoni, Allolobophora antipai antipai, Allolobophora antipai tuberculata, Allolobophora rosea, Eisenia parva, Octolasion lacteum, Dendrobaena alpina</i>
<u>Anektické druhy</u> druhy žijící ve spodních půdních horizontech a v horizontech či vrstvách níže sola, odkud putují až na půdní povrch	<i>Lumbricus terrestris, Lumbricus polyphemus, Octolasion transpadanum, Allolobophora hrabei, Octolasion gradinescui, Octolasion cyaneum, Fitzingeria platyura platyura, Fitzingeria platyura depresa, Fitzingeria platyura montana, Nicodrillus longus (allolobophora longa), Nicodrillus nocturnus</i>

Uveďme si několik příkladů v terénu naměřené skutečné průtočné schopnosti tubulárních pedohydatod. Např. u pedohydatod o průměru cca 1,5 mm byly naměřeny průtoky v rozpětí 0,069 až 0,114 m³.den⁻¹. U žízalích chodbiček o průměru 5,5 mm 1,55 až 2,33 m³.den⁻¹ a u chodbiček o průměru cca 8,5 mm se průtok pohyboval v amplitudě 2,55 až 4,19 m³.den⁻¹. V posledním případě, při výskytu pouze 1 pedohydatody na 1 m², by tedy maximální potenciální drenážní schopnost zprostředkovaná odtokem vody pouze pedohydatodami dosáhla z 1 ha za den hodnoty 41 900 m³. Jinými slovy 300 mm srážku by čistě teoreticky bylo z 1 ha schopno za den odvést pouze 716 pedohydatod, kterých ovšem i na orné půdě může být na 1 m² (obydlených či reliktních) hned několik (v příhodných podmínkách v průměru 30 až 200), nikoliv tedy, jako zde pro ilustraci uvažovaná pouze jedna.

Značný vliv žízal na pronikání vody do půdy lze rovněž dokladovat četnými příklady ze zahraniční literatury. Hoogerkamp a kol. (1983) např. uvádějí, že na nestrukturní půdě v poldrech zaznamenali za 8 až 10 let po introdukci žízal 118 až 136 násobné zvýšení influkčně infiltrační schopnosti půdy. A naopak, cílená eliminace žízal na lučních stanovištích vedla k poklesu influkčně infiltrační schopnosti půdy až o 93 % (Clements a kol., 1991).

Na Zemi žije asi 300 druhů žízal a z nich u nás asi 40 druhů. Z nich k největším patří *Lumbricus terrestris* – žízala obecná neboli dešťovka. Dosahuje délky až 35 cm a na jihomoravských černosolech, při měření influkčně infiltrační schopnosti půdy, jsme zaznamenali průměr jejích chodbiček až 14 mm. Podle literárních pramenů se tento anektický druh vyskytuje až do hloubky 6 m. Naše šetření jej zastihla v spraších v hloubce kolem 3 m.

Nejvíce dešťovek se na zemědělské půdě podle našich šetření vyskytuje právě v pruzích trvalých travních porostů a v dřevinno-bylinných porostech s funkcí zasakovacích pásů, na starých protierozních mezích a na bonitně hodnotných mezofytních sempervirentipratosolech luk. Nejnížší počet byl naopak zaznamenáván na agrikosolech polí pod obilninami a okopaninami, více pod píceňinami, a z nich především pod porosty vojtěšky. Je zřejmé, že žízálam prospívá minimalizace kultivačních zásahů, nepoužívání pesticidů a jiných xenobiotik, dostatečné zásobení půdy organickou hmotou ze vzniklé biomasy či posklizňových zbytků, stálá přiměřená vlhkost a absence častějšího zamokřování půdy a sklonu půdy ke kornatění.

Zatímco prosté měření infiltrace bývá zpravidla ještě únosné pro hodnocení zemin, pro ekohydrologická šetření a hodnocení půd lze prosté infiltrační měření označit za politováníhodný nonsens. U influkčních pedohydatod nelze totiž pohyb vody již charakterizovat jako laminární proudění s platností Darcyho zákona, ale rychlost vody je zde již proporcionální k mocninnému vyjádření hydraulického spádu.

Pro influkčně infiltrační měření je nutno dodržovat některá zcela specifická opatření a postupy. Jako nejvhodnější způsob měrného zařízení lze doporučit dvourámové měřicí zařízení. Místo vnějšího rámu lze ve vhodných podmínkách použít zahrázkování. Nejvhodnější konstrukce měrného rámu je ze sestavitelných dílů, které dovolují značné přizpůsobení jednak tvaru měřeného objektu (např. na protierozní mezi, uvnitř dřevinno-bylinného vsakovacího pásu, ve vsakovacím průlehu, na zachytném drénu, uvnitř vsakovacího remízu či pro zjištění influkční schopnosti prasklinovitých planárních pedohydatod I. řádu) a především dovolují dodržet potřebnou reprezentativní měrnou minimální plochu, která může být u každého měření různě velká.

Určení velikosti reprezentativní minimální plochy měření se provádí podle konkrétního zastoupení lumbrických tubulárních pedohydatod, které mají pro influkčně infiltrační schopnost půdy v běžných půdních podmínkách zpravidla zcela rozhodující význam. Pro rychlé stanovení lze jako vhodný postup doporučit grafický způsob. Provádí se tak, že v diagramu se na osu pořadnic vynáší počet zastoupených velikostních kategorií tubulárních pedohydatod, stanovený podle kontrolní sondy, a na ose úseček se zaznamenává velikost plochy, na níž je vázán jejich výskyt. Po ustálení počtu, které je dobře patrné, se na ose úseček odečte hledaná minimální plocha měření. Při našich měřeních influkčně infiltrační schopnosti půdy jsme nejčastěji volili minimální měrnou plochu 4 m².

Před měřeními influkčně infiltrační schopnosti se povrch terénu zásadně neupravuje, neurovnává, jak bývá doporučováno pro instalaci infiltrroměrů, a to proto, aby všechny pedohydatody ve své horní části zůstaly zcela neporušeny.

Vlastní výpočet návrhové influkčně infiltrační rychlosti (tedy hodnoty, která má v inženýrské praxi zcela zásadní význam např. pro dimenzování parametrů vsakovacích pásů, protierozních mezí, vsakovacích průlehů, vsakovacích drénů) se provádí podle následujícího vztahu:

$$V_N = 1,44 \exp \cdot \left[- \frac{\sum_{i=1}^n \ln^2 v \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{H} - \sum_{i=1}^n \ln v \cdot \sum_{i=1}^n \left(\ln v \cdot \frac{1}{H} \right)}{n \sum_{i=1}^n \left(\ln v \cdot \frac{1}{H} \right) - \sum_{i=1}^n \ln v \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{H}} \right]$$

kde	V_N -	influkčně infiltrační rychlost (m.den ⁻¹)
	v -	vyrovnaná influkčně infiltrační rychlost vypočítaná z experimentálně stanovených rychlostí (mm.min ⁻¹)
	H -	vyrovnaná kumulativní influkčně infiltrační výška vypočítaná z experimentálně získaných hodnot (mm)
	N -	počet dvojic v a H uplatněných ve výpočtu

Zatímco v těch nejpříhodnějších podmínkách byly na agrikosolech kultivovaných orbou naměřeny maximální hodnoty influkčně infiltrační rychlosti v intervalu 0,35 – 1,00 mm.min⁻¹, dosahovala měření influkčně infiltrační rychlosti na starých protierozních mezích a v dřevinno-bylinných útvech s funkcí vsakovacích pásů (např. pod stabilizovanými porosty mezí a dřevinno-bylinných pásů s *Vaccinium myrtillus* a *Rhodococcus vitis-idaea*, vyskytujících se zde nejčastěji pravděpodobně jako pozůstatek a derivát svazů *Luzulo-Fagion*, to je společenstev bučin a smrkových bučin, *Genisto*

germanicae–Quercion, to je společenstev acidofilních doubrav a dubobřezových lesů a *Dicran–Pinion*, to je společenstva borů na lehkých půdách) překvapivě vysokých hodnot 5 až 8 mm.min⁻¹. V některých případech zde byla influkčně infiltrační rychlost dokonce tak vysoká, že ji nebylo možno našimi technickými prostředky změřit.

Pro ilustraci a srovnání výše uvedených influkčně infiltračních rychlostí jsou v následující tabulce (tab. 3) uvedeny u nás nejčastěji používané charakteristiky přívalových dešťů. Rozhodujícím činitelem, který způsobuje, že výše uvedené krajinné útvary a objekty vykazují vysokou influkčně infiltrační schopnost, jsou půdní organismy. Je proto nutné kalkulovat s tím, že inženýrsky nově zřizované vsakovací systémy v krajině nebudou hned po provedení vykazovat projektované hydro-pedologické vlastnosti a parametry. Stejně tak jako větrolam nebo biocentrum nemohou bezprostředně po výsadbě plnit svoji projektovanou půdoochrannou nebo ekologickou funkci, tak i vsakovací systémy začínají být plně funkční až po určité době. V této souvislosti se nabízí potenciální možnost urychlení této „doby zrání“ cestou vhodné introdukce např. některých anektických druhů žížal.

Tabulka 3 Charakteristiky přívalových dešťů v mm

Trvání deště (min)	5	10	15	20	25	30	40	60
Minimální úhrn srážek	2,5	3,8	5,0	6,0	7,0	8,0	9,6	12,0
Úhrn srážek (pro p = 1,0)*	7,0	9,5	11,0	12,0	12,5	13,0	14,0	15,0
Úhrn srážek (pro p = 0,01)*	19,0	30,0	36,0	41,0	43,0	46,0	50,0	55,0
Maximální úhrn srážek	35,0	54,0	67,0	77,0	85,0	92,0	105,0	125,0

*p – pravděpodobnost výskytu

Základní hydrologicky a vodohospodářsky potenciálně účinné prvky a útvary v zemědělské krajině.

Z hlediska péče o půdu a o krajinu a plánování, navrhování a uskutečňování úprav a opatření krajinného inženýrství, zaměřených na posilování retenčních, akumulačních, influkčně infiltračních, protierozních a drenážních funkcí je základní pracovní jednotkou povodí, jako území ohraničené rozvodnicí a odvodňované do určitého profilu. V tomto smyslu je i základní hydrologickou, vodohospodářskou a kulturně-technickou oblastí krajinného inženýrství.

Dešťová, tavná či irigační voda nebo voda z vývěřů podpovrchových vod stéká po zemském povrchu vlivem gravitace. Z počátku dochází na povrchu terénu k nesoustředěnému stékání vody v tenké vrstvě, která vytváří na povrchu půdních částic tzv. vodní film. Tento plošný druh odtoku se nazývá ron a část povodí, na které k němu dochází se označuje jako ronová zóna odtoku. Dále, za ronovou zónou odtoku dochází v důsledku nerovností terénu a v důsledku postupného zvětšování množství povrchově plošně stékající vody k soustředěnému povrchového odtoku a to zpočátku v podobě podélných rýžkovitých (hloubka a šířka několik cm), rýhových (hloubka a šířka 0,1 až 0,4 m), brázdovalých (mělké ale širší – až 0,5 m široké zářezy) a výmolových (zářezy 0,4 až 1,5 m hluboké) eventuálně až stržových (hloubka nad 1,5 m) útvarů, které často připomínají miniaturní říční síť, označovanou jako erozní lineament.

Cílem agrotechnických opatření a biologických, biotechnických a technických úprav a opatření kulturně-technického inženýrství je zajistit, aby na maximální možné části povodí byly stabilizovány podmínky ronové zóny odtoku (přeměnou povrchového odtoku na odtok podpovrchový, posilováním retenční, akumulační a drenážní schopnosti půdy a krajiny) a zabezpečit v povodí neškodné odvedení vod soustředěného povrchového odtoku (stabilizace odtokových drah povrchového odtoku to je intermitentně protékajících vodotečí a intermitentní hydrografické mikrosítě, změnou kultur, biologickými, biotechnickými a technickými opatřeními).

Heslovitý výčet základních hydrologicky potenciálně účinnými prvky a útvarů zemědělsky využívaného krajinného prostoru udává následující přehled:

VLASTNICKÉ MEZE
PROTIEROZNÍ MEZE
AGRÁRNÍ (SELSKÉ) TERASY
KAMENNÉ ROVNANININY, SVOZY A SNOSY KAMENE
POLNÍ CESTY S DOPROVODNOU ZELENÍ A PŘÍKOPY
ODVODŇOVACÍ PŘÍKOPY

ZÁCHYTNÉ PRŮLEHY, ZASAKOVACÍ PRŮLEHY
 UKLIDNĚNÉ STRŽE, ZAHRAZENÉ STRŽE, DEBŘE
 ZASAKOVACÍ PÁSY
 ENKLÁVY LUK A ZATRAVNĚNÉ ÚDOLNICE
 STRÁNĚ, STRÁNKY A SRÁZY
 REMÍZY, HÁJE A SINGULARITNÍ LESÍKY
 VĚTROLAMY
 POLNÍ SADY
 STROMOŘADÍ A ŽIVÉ PLOTY
 VEGETAČNÍ DOPROVOD VODNÍCH TOKŮ
 ROZPTÝLENÁ DŘEVINNÁ ZELEŇ
 ŘEKY, ŘÍČKY, POTOKY PRAMENNÉ POTUČKY
 VÝVĚRY A PRAMENY
 NIVY A ÚDOLNÍ INUNDACE
 MALÉ VODNÍ NÁDRŽE A RYBNÍKY
 SUCHÉ NÁDRŽE A LIMANY
 PŘEHRADY

Je logické, že ne všechny výše uvedené prvky a útvary v současné naší krajině, či z hlediska konkrétní situace řešených území, lze pro řešení existujících hydrologických a vodohospodářských problémů využít, ale jejich zařazení do přehledu je oprávněné především z obecných vývojových hledisek.

Je známou skutečností, že naše krajiny doznaly v letech 1948 až 1989 velice výrazné změny. Tak výrazné, že prvá udivená otázka historika Jana Tesaře, který se někdy v polovině osmdesátých let vrátil z dlouhodobého vězení, zněla: „*Co jste to, proboha, udělali s krajinou?*“ – On si všiml. My každodenní svědkové těchto změn jsme si spíše nevšimli.

Je ovšem paradoxem, že současný stav naší krajiny je výsledkem nákladně zpracovávaných a uskutečňovaných plánů a projektů pozemkových úprav. V letech 1948 až 1949 to byly tzv. Technicko-hospodářské úpravy pozemků (THÚP), v první etapě zakládání zemědělských družstev, od roku 1950 až 1965, kdy vznikaly zemědělské podniky o velikosti 300 až 400 ha, se uskutečňovaly tzv. projekty Jednoduchých hospodářsko-technických úprav pozemků (JHTÚP), v období 1960 až 1975, bylo slučování zemědělských družstev na průměrnou velikost 800 až 1000 ha provázeno prováděním tzv. Souhrnných projektů hospodářsko-technických úprav (SHTÚP) a nakonec pro tzv. kooperační seskupení opětovně slučovaných zemědělských závodů na průměrnou velikost 3 000 až 7 000 ha, ke kterému docházelo v letech 1974 až 1989, se přistoupilo k realizaci posledního druhu pozemkových úprav na základě tzv. Souhrnných projektů pozemkových úprav (SPPÚ).

Zahraniční odborníci v oborech „*Flurbereinigung*“ (Německo), „*Komasierung*“ (Rakousko), eventuelně „*Gesamtmelioration*“ (Švýcarsko) výstižně přirovnávají výraznou odlišnost agrodesignu území po obou stranách naší státní hranice ke dvěma scénám, se stejnými nebo podobnými přírodními rekvizitami, ale diametrálně odlišnou ideou, kterou v našem případě byla Leninova myšlenka kolektivizace zemědělské výroby. Na rozdíl od našich západních sousedů tak v ČR v letech 1949 – 1959 došlo k mocensky provedené likvidaci po dlouhá staletí se vyvíjejícího systému individuálního zemědělského hospodaření.

Závěr

Lze shrnout, že půda svojí retenční schopností (úplné či částečné dočasné zachycování srážkových úhrnů, snižování a retardace povrchového odtoku a vrcholových průtoků povrchového odtoku), akumulací kapacitou (podmiňuje stupeň vodního režimu krajiny a její kulturní využití), infiltrační schopností (rozhodujícím způsobem ovlivňuje vznik povrchového odtoku, resp. o míru transformace povrchového odtoku na odtok podpovrchový), spolu s celkovou drenážní schopností krajiny, zcela zásadním způsobem rozhodují o objemových a časových parametrech průtokových vln vyvolaných dešti, případně táním, a otupují i negativní důsledky nespojitého výskytu atmosférických srážek. Umožňují nejenom kontinuální zásobování suchozemských rostlin vláhou, ale vůbec širší vodohospodářské využití vody: bez půdy by se voda po většinu roku na zemském povrchu vyskytovala jen občasně v efemérních tocích typu vádí, arroyo či creek a to ve formě průtokových vln za

povodně. Zde je také nutno hledat vysvětlení, proč se dešťové srážky vypadávající v biomech pouště a polopouště tak neochotně vsakují a proč na některých pouštích paradoxně zahyne víc lidí utopením nežli žízní (Cílek, V. 2002).

Influkčně infiltrační schopnost půdy je jednou z nejdůležitějších hydropedologických charakteristik půdně-litologického prostředí, neboť klíčovým způsobem ovlivňuje přeměnu povrchového odtoku na odtok podzemní a celkově tedy distribuci vody z atmosférických srážek v území, drenážní schopnost krajiny, diverzifikaci vodního režimu krajiny a takto odpovídajícím způsobem i rozmanitost krajinné mozaiky. V inženýrské praxi (v rámci činností kulturně-technického inženýrství případně krajinného inženýrství) je základním výpočtovým parametrem např. pro návrh vsakovacích příkopů, vsakovacích pásů, vsakovacích průlehů a základním podkladem pro přímé výpočty tzv. srážkové sorpce (= velikost srážkového úhrnu, při kterém ještě nenastává povrchový odtok). Používá se dále při hodnocení srážko-odtokových poměrů území, hodnocení vhodnosti zón území pro tvorbu podzemních vod, stanovení pásem potenciální kontaminace (vulnerability) zvodní a při diagnostice funkční účinnosti drenáže.

Literatura

- CÍLEK, V., 2002: Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán 2002, 232 s.
- CLEMENTS, R.O. - MURRAY, P.J. - STURDY, R.G., 1991: The impact of 20 years absence of earthworms and three levels of nitrogen fertilizer on a grassland soil environment. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 36: 75 – 86.
- HOOGERKAMP, M. et al, 1983: Effect of five earthworm on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. In: Satchell, J. E. (ed.), *Earthworm ecology from Darwin to vermiculture*. Chapman and Hall, London, pp. 85 – 105.
- HRÁDEK, F. - KUŘÍK, P., 2002: Hydrologie. Učební text ČZU LF. Credit Praha 2002, 280 s.
- JANEČEK, M. a kol., 2002: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Nakladatelství ISV Praha 2002, 201 s.
- FRIEDRICH, A. 1914: Kulturtechnischer Wasserbau. Erster Band – Berlin 1912, zweiter Band, Berlin 806 s. + 21 dvoustranných grafických příloh.
- MAŘAN, B. - KÁŠ, V., 1948: Biologie lesa. Melantrich Praha, 598 s.
- PIŽL, V., 2003: Vybrané aspekty interakcí žízále s fyzikálními parametry prostředí. Biologická aktivita půdy a influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí. In: *Fyzikální vlastnosti půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin*. Ústav půdní biologie AV ČR, s. 33 – 39.
- ŠLECHTA, VL. - KUČERA, S. - HANÁK, P. - BÜRGER, P. - SLÍPKA, V., 1990: Zásady provádění průzkumů pro krajinné meliorace. SMS Praha, 25 s.
- VÁŠKŮ, Z. a kol., 1990: Diagnostika funkční schopnosti drenáže. Závěrečná zpráva za subetapu P 06-329-813-02-01/B, s. 68, VÚMOP Praha.
- VÁŠKŮ, Z., 1991: Testování funkční schopnosti drénu na základě influkčně infiltračních měření. Vědecké práce VÚZZP Praha č. 7: 73 – 90.
- VÁŠKŮ, Z., 1992: Komplexní pozemkové úpravy a limitní rozměry pozemků z protierozních hledisek. *Pedologie a meliorace*, 28, 1992 (2): 81 – 90.
- VÁŠKŮ, Z., 2001: Funkce půdy v kontextu aktuálního podnebního vývoje. Sb. *Půda, její funkce, vlastnosti a taxonomie v zemědělské a lesní krajině*. S. 156 – 157. MZLU Brno 2001.
- VÁŠKŮ, Z. - LHOTSKÝ, J., 2002: Obecný metodický postup pro optimální nakládání se státní půdou. *Metodika* 28/2002, 52 s., VÚMOP Praha.
- VÁŠKŮ, Z., 2003: Kulturnětechnické inženýrství jako základní nástroj strategie trvale udržitelného vývoje biosféry a noosféry. *Soil and Water*, 2/2003.
- VÁŠKŮ, Z., 2003: Půdy. (In: Ložek Vojen a kol.: *Střední Čechy*, s. 33 - 39), vydalo nakladatelství Dokořán, 128 s.
- VÁŠKŮ, Z., 2003: Biologická aktivita půdy a influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí. In: *Fyzikální vlastnosti půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin*. Ústav půdní biologie AV ČR 2003, s. 19 – 26.
- ZAJONC, I., 1982: Nepoznané dážd'ovky. In: Zmoray, I. a kol. *Zajímavosti slovenskej prírody*. Vydavateľstvo Osveta Martin, s. 195 – 203.

Aktualizace půdního ekologického průzkumu v České republice

Soil Ecological Survey Actualization in Czech Republic

Karel MAŠÁT – Zdeněk VAŠKŮ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5, ČR, e-mail: masat@vumop.cz*

Abstrakt

Bonitační půdně ekologický průzkum spojený s mapováním bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) v mapách měřítka 1:5000 provedený na základě usnesení vlády ČR č. 101, ze dne 11.5.1971 byl na území ČR dokončen v roce 1982. Klasifikační bonitační systém je flexibilní soustavou, která umožňuje komplexní hodnocení základních agroekologických faktorů zemědělských půd. Změny vlastnických vztahů k půdě a změny v důsledku různých degradačních procesů si vynutily provádění průběžné aktualizace a podrobné vymezení BPEJ především ve vztahu k jednotlivým pozemkům. V souladu s vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 327/1998 Sb. ve znění novely č. 546/2002 Sb., kterou se stanoví charakteristiky BPEJ a postup pro jejich vedení a aktualizaci tuto činnost provádí a v rámci spolupráce s pozemkovými úřady tyto metodicky řídí Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha. Aktualizace vymezení a mapování BPEJ se soustavně provádí od roku 1999 podle závazné celostátní metodiky. (Mašát, a kol. „Metodika vymezování a mapování bonitovaných půdně ekologických jednotek“ Praha 2002). V současné době je aktualizace provedena 200 tis. hektarech zemědělské půdy. Změny jsou evidovány ve spolupráci s katastrálními a pozemkovými úřady v Katastru nemovitostí ČR.

Klíčová slova: aktualizace, půdně-ekologický průzkum, BPEJ, agroekologické faktory

Abstract

Bonitation soil ecological survey connected with mapping of the Bonitation Pedo-ecological Units (BPEU) in the maps of scale 1:5,000 implemented on the base of the Czech Republic government resolution No. 101 from May 11th, 1971, was finished on the Czech Republic territory in 1982. The classification bonnity system is flexible complex enabling complete assessment of basic agro-ecological factors of agricultural soils. The changes in ownership relationships to soil and changes due to various degradation processes have been provoked an implementation of current actualization and detailed delimitation of the BPEU, primarily in relationship to the individual plots. In harmony with Ministry of Agriculture Decree No. 327/1998 Code in version of the Novell No. 546/2002 Code, by which the BPEU characteristics and procedure for their arrangement and actualization have been determined, this activity is carried out within the cooperation of stakeholders and methodically controlled by the Research Institute for Soil Reclamation and Conservation, Prague. Actualization of BPEU and their delimitation and mapping have been systematically implemented since 1999 according to obligatory national methodology (Mašát et al. 20002: Methodology for delimitation and mapping of BPEU). Today an actualization is running on area 200,000 ha of farmland. The changes are registered in cooperation with cadastral and stakeholders offices in the Immovable Cadastre of Czech Republic.

Keywords: actualization, pedo-ecological survey, BPEU, agro-ecological factors

V České republice byla provedena bonitace, tj. vymezení a mapování BPEJ na celém území státu do konce roku 1982. Práce probíhaly pod koordinací Výzkumného ústavu zemědělské ekonomiky. Následovaly práce spojené s „prohlubováním“ celého klasifikačního systému, přípravy na stanovení základních cen BPEJ jako základu pro daňovou soustavu a jejich každoroční aktualizace a doplňování (formou cenových vyhlášek Ministerstva financí). Neodmyslitelným krokem bylo a dosud je využití výsledků bonitace pro dotační politiku státu – podpor, která vlastně trvá dodnes, pro řešení pošle-matiky ochrany půdy, odvodů za půdu odňatou zemědělské výrobě, hodnocení půd pro účely směn pozemků v rámci KPÚ, náhrady v rámci restitučních řízení, ochrany území před záplavami a dalších. Lze říci, že výsledky bonitace svůj účel splnily a dosud plní.

Společenské podmínky 90-tých let si vyžádaly poněkud podrobnější pohled pro hodnocení půd a tudíž i podrobnější vymezení BPEJ. Půda se začala prodávat a kupovat, restituce půd byly smě-rovány pro jednotlivé pozemky, finanční sektor chtěl znát konkrétní ocenění jednotlivých pozemků, podpory pro zemědělce měly být vypláceny na tu půdu, na které hospodaří, zábory půdy pro výstavbu vyžadovaly podrobné určení tříd ochrany zemědělské půdy apod. K naplnění těchto požadavků se podařilo splnit záměr vlastní bonitace zemědělské půdy a zavést výsledky bonitace do Katastru nemovitostí ČR. V současné době je ke každé pozemkové parcele přiřazena odpovídající BPEJ (nebo více BPEJ zastoupených na pozemku vyjádřených podílem jejich výměry). Výsledky přiřazení BPEJ k parcele jsou evidovány na katastrálních úřadech jednak v analogové formě na Katastrálních mapách, jednak v numerickém přehledu zastoupených parcel v jednotlivých katastrálních územích. V kata-trálních územích, kde proběhlo nové geodetické měření, nebo jsou provedeny KPÚ a kde jsou vytvořeny digitální katastrální mapy je již bonitace součástí těchto map a má již digitální tvar.

V důsledku uvedených potřeb přistoupilo MZe ČR od roku 1998 k provádění systematické aktualizace vymezení a mapování BPEJ. Tato aktualizace má legislativní rámec vyhláškou MZe č. 327/1998 Sb., ve znění vyhl. 546/2002 Sb., kterou se stanoví charakteristika BPEJ a postup pro jejich vedení a aktualizaci a Pokynem MZe – ÚPÚ a ČÚZK č. 22 pro zavedení údajů o vztahu BPEJ k parcelám do katastru nemovitostí ČR, pro jejich vedení a pro aktualizaci BPEJ. VÚMOP Praha je příslušnou zřizovací listinou pověřen v rámci stálých činností pro zřizovatele a další orgány státní správy mimo jiné hodnocením a oceňováním půdy, vedením a údržbou informačního systému o půdě a jeho aplikacemi metodami geografických informačních systémů a vymežováním, revizemi a aktuali-zací BPEJ a vydáváním úředně platných potvrzení o přebonitaci a změně druhu pozemků.

Vzhledem k vysokým požadavkům na provádění aktualizací a představě provést podrobnou aktualizaci vymezení BPEJ na celé výměře zemědělské půdy ČR v průběhu 20 let se do této činnosti zapojili také pracovníci pozemkových úřadů, kteří byli odborně vyškoleni teoreticky i prakticky a na základě své závěrečné práce a absolvování příslušných zkoušek (zajišťuje VÚMOP Praha) získali odbornou způsobilost pro tuto činnost. VÚMOP Praha, zodpovědný za vedení a údržbu Celostátní bonitační databáze ČR přebírá zodpovědnost za odbornou úroveň prací prováděných PÚ a to prostřed-nictvím svých metodických instruktorů (15 – 20) určených pro práci v jednotlivých okresech a pracov-níků supervize pracujících v tomto oboru. Bez jejich souhlasu (protokolárně provedeného) nemůže být aktualizace zapsána do celostátní bonitační databáze. Pracovníci VÚMOP Praha však provádí také aktualizaci vymezení a mapování BPEJ v terénu samostatně v rámci kapacit oddělení bonitace a ma-pování. Vyhlásování platnosti Změněných map BPEJ pak plně náleží podle platné legislativy přísluš-ným pozemkovým úřadům v rámci jednotlivých okresů po splnění nezbytných dílčích operací celého aktualizacího procesu. Novou aktualizaci vymezení BPEJ ve formě Změněné mapy a příslušnosti BPEJ k pozemkům předává příslušný pozemkový úřad jednak katastrálnímu úřadu k zavedení do Katastru nemovitostí a dále i VÚMOP Praha k zavedení do Celostátní bonitační grafické i numerické databáze a k archivaci nových údajů (mapy, změnové protokoly, popisy sond, půdních vpichů apod.). V současné době je podrobná aktualizace vymezení BPEJ provedena na ploše asi 180 000 hektarů zemědělské půdy.

Začlenění pozemkových úřadů do organizační struktury zemědělských agentur, které si vyžádal nový přístup k řešení otázek vstupu ČR do EU pravděpodobně výhledově upraví i rozsah aktualizace vymežování a mapování BPEJ. Bylo však zaseto sémě výchovy nových odborníků na poli půdo-znaleckém. V ČR je již řada odborně zdatných pracovníků na pozemkových úřadech, kteří mohou samostatně, nebo s malou metodickou pomocí, provádět pedologická šetření a může z nich vyrůst nová generace pedologů.

Závažným momentem zůstává použití vhodné metody pro klasifikaci půd a pro zařazení půd do příslušné hlavní půdní jednotky klasifikační soustavy bonitace. Nový Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Němeček 2001) jako výslednice znalostí o půdním pokryvu má řadu předností a umožňuje podrobnější hodnocení půd, ale současně, protože je založen na hodnocení řady chemických nebo fyzikálně chemických vlastností, vyžaduje v mnohých případech odběr a analýsy půdních vzorků a metody hodnocení určitých půdních vlastností, tedy metodiku, s níž budou moci pracovat nejenom vědečtí a výzkumní pracovníci. Odběr půdních vzorků a jejich analytika je v dnešní době velmi obtížně realizovatelná a naráží na řadu překážek. To svádí k používání geneticko-morfologické klasifikace půd a to již proto, že používané archivní podklady pro bonitaci jsou provedeny podle této klasifikace.

Rozšířený počet nových pracovníků provádějících aktualizaci mapování BPEJ si vyžádal i některé změny a doplnění dosud používané metodiky. I když se nabízely nové a snad i progresivnější postupy pro hodnocení půd, jako je nový klasifikační systém půd, návrhy nové klimatické regionalizace, návrh nové kategorizace půdních vlastností a další bylo nutno mít na zřeteli, že nesmí dojít k porušení kontinuity hodnocení půd a vymezení BPEJ. Vymezení BPEJ na základě jednotného klasifikačního systému bonitace má celostátní charakter, BPEJ eventuelně HPJ s jejich agroekologickou i ekonomickou charakteristikou jsou závazná – pro zákonná opatření, vyhlášky a opatření resortních i mimoresortních orgánů. Jakékoli zásadní změny lze akceptovat pouze s provázaností jejich důsledků do navazujících právních předpisů a pouze v případě, že budou jednotně provedeny na celém území státu. Metodika vymezení a mapování BPEJ (Mašát 2002) proto respektuje tyto zásady a na druhé straně umožňuje provádět kategorizaci půd jak podle Taxonomické klasifikace, tak i podle morfogenetické klasifikace půd. Charakteristika hlavních půdních jednotek bonitace a BPEJ však zůstává zachována.

Závěr

Aktualizace vymezení a mapování BPEJ v ČR je přínosem nejenom pro zpřesnění podrobnější vymezení BPEJ, jejich využití v rámci provádění komplexních pozemkových úprav a nových podmínek souvisejících se vstupem do EU, ale i pro výchovu nových pracovníků – pedologů – bonitérů, kteří mohou operovat v rámci místních podmínek okresů a krajů.

Abundancia mikroorganizmov a nitrogenázna aktivita v koreňovom systéme rastlín (kataster obce Nálepkovo)

Microorganism Abundance and Nitrogenase Activity in Plant Root System (Cadastre of Nalepkovo Village)

Zuzana VIECHOVÁ ¹⁾ – Martina UHRINOVÁ ²⁾ - Miroslav KROMKA ²⁾

¹⁾Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR,
e-mail: viechova@vupu.sk

²⁾Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra pedológie, Mlynská dolina B-2,
842 15 Bratislava, SR, e-mail: pedologia@fns.uniba.sk

Abstrakt

Mikroorganizmy zabezpečujú rozklad organických látok, kolobeh viacerých prvkov, podieľajú sa na tvorbe a udržiavaní pôdnej štruktúry, na humifikačných a mineralizačných procesoch atď., preto poznanie abundancie jednotlivých skupín mikroorganizmov je dôležitým predpokladom pre charakteristiku vybraných biogeocenóz. Spoločenstvá rizosféry organizmov sú veľmi citlivé na input toxických látok, preto ich aktivita môže indikovať poškodené stromy. Naš experiment je situovaný pri Nálepkove (Záhajnica, Surovec). Kataster obce Nálepkovo bol ovplyvnený spracovaním ťažkých kovov v priebehu sto rokov. Cieľom práce je stanovenie abundancie baktérií a mikromycét v koreňovom systéme pôd poškodeného a zdravého jedince smreka obyčajného (*Picea abies*) a odmeraná nitrogenázna aktivita z rizosféry *Alnus incana*. Výsledky mikrobiálnej abundancie potvrdzujú, že v rizosfére poškodených stromov je vyšší výskyt baktérií a mikromycét v porovnaní s nepoškodenými stromami. Hodnoty nitrogenáznej aktivity boli namerané vo všetkých odobratých vzorkách, pričom sa pohybovali od 28,136 $\mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}}.\text{hod}$ do hodnoty 68,568 $\mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}}.\text{hod}$.

Kľúčové slová: mikrobiálna aktivita pôd, koreňový systém (rizoplana, rizosféra, voľná pôda), nitrogenázna aktivita

Abstract

Microorganisms provide destruction of the organic matter and element cycles. They share to keep of soil structure, humification and mineralization processes both, etc. therefore knowledge about abundance of individual group microorganisms is a significant assumption for characteristics of selected biocenoses. Communities of rhizosphere microorganisms are very sensitive to input of toxic substances, therefore their activity can be used to indicate the undamaged trees. Our experimental fields are situated near Nálepkovo (Záhajnica, Surovec). Cadastral area of Nálepkovo has been influenced by heavy metal mining's processing for hundred years. Aim of the work was the determination of abundance of microorganisms in root system of damaged and undamaged *Picea abies* and measured of nitrogenase activity in the rhizosphere of *Alnus incana*. The results of microbial abundance indicate that in the rhizosphere of damaged trees is higher abundance of bacteria and micromycetes compared with undamaged trees. The value of nitrogenase activity ranged from 28,136 $\mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}}.\text{hod}$ to 68,568 $\mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}}.\text{hod}$ and were found out in all samples.

Keywords: microbial soil activity, root system (rhizoplane, rhizosphere, free soil), nitrogenase activity

Úvod

Oblasť stredného Spiša, v ktorej sa nachádza aj obec Nálepko, bola vyhlásená orgánmi štátnej správy lesného hospodárstva za oblasť mimoriadneho ohrozenia lesa. Patrí do imisného typu A3 (kyslý s hutnými prachmi) (Maňkovská, 1990). V skúmanej oblasti znečistenie ovzdušia spôsobujú lokálne rudnianske a krompašské zdroje, úlety z kovohút z Nižnej a Vyšnej Slanej, ale i z diaľkového prenosu katowicko – ostravského typu emisií. Kyselinotvorné zlúčeniny SO_2 , NO_x priamo cez ovzdušie, alebo nepriamo cez pôdu ovplyvňujú, poškodzujú a fyziologicky oslabujú lesné porasty. Potom sa následne v nich rozmnožujú sekundárni škodcovia a deštruenti drevnej hmoty. Suchým a mokrým spádom sa imisné zlúčeniny dostávajú do pôdy. Zakysľujú ju a menia nielen jej chemické zloženie, ale aj obsahy, prístupnosť hlavných živín a mikroelementov.

Spoločenstvo pôdných mikroorganizmov patrí k najaktívnejšej zložke biotických častí ekosystému, ktoré veľmi citlivo reagujú na meniace sa podmienky prostredia (Ďugová, 1999). Vzhľadom na to, že vrchné časti pôdy zachytávajú acidifikáciu (príznačnú pre územie Nálepko) najviac, sú jej vystavené aj pôdne mikroorganizmy. Vplyvom acidifikácie sa do pôdneho roztoku uvoľňujú ťažké kovy. V acidifikovaných a ťažkými kovmi ovplyvnených, resp. iným spôsobom zaťažených ekosystémoch je množstvo a zastúpenie baktérií a mikromycét značne potlačené (Šimonovičová, Kocianová, 1997), a tak ich mikroskopické huby nahrádzajú a zastupujú v pôdno-mikrobiologických procesoch.

Doterajšie snahy nájsť univerzálne indikačné druhy mikroorganizmov pre znečistenie nepriniesli jednoznačné riešenie, pretože, i keď existujú interakcie medzi koncentráciou znečisťujúcej látky a zložením mikróbného spoločenstva pôdy, musíme si uvedomiť, že znečistenie na pomerne malom priestore ovplyvní činnosť rôznych druhov organizmov. Navyše, znečisťujúce látky môžu vyvolať analogické zmeny v mikróbnom spoločenstve pri rozličnom stupni zvýšenia ich koncentrácie. (Kromka et al., 1997).

Cieľom práce bolo stanovenie abundancie baktérií a mikromycét v koreňovom systéme poškodených a zdravých jedincov *Picea abies*, ako aj zistenie hodnôt nitrogenáznej aktivity v kultúrach, izolovaných z koreňových hľúzok *Alnus incana* v sledovanej lokalite.

Materiál a metódy

Zájumové územia (Záhajnica, Surovec) sa nachádzajú v oblasti v minulosti výrazne ovplyvnenej banskou činnosťou a emisnými spádmi v dôsledku metalurgického priemyslu v Rudňanoch a Krompachoch.

Pôdne vzorky pre sledovanie abundancie boli odobraté na poloprevádzkových pokusných plochách (Antoni, 1997) založených v katastri obce Nálepko, na základe vizuálneho pozorovania nekrotických zmien na ihličí, rastových vrcholoch a koreňových vláskoch smreka obyčajného. Pri odoberaní vzoriek bol vysekaný z pôdy celý koreňový koláč vybraného jedinca *Picea abies*. V laboratórnych podmienkach bola otrasom oddelená voľná pôda od pôdy rizosféry a následne boli vzorky skladované v chlade pri teplote 4 až 6 °C. Pôdy na skúmaných lokalitách boli klasifikované ako kambizeme podzolové (Juráni, 1997). Metóda sledovania abundancie rizosféry mikroorganizmov v koreňovom systéme bola prevedená podľa Babjeva, Zenova (1989). Ako živné médium bol použitý: mäsopeptónový agar (MPA) a Czapek Dox s pridaním bengálskej červenej. Výsledky sú prepočítané na počet KTJ.g⁻¹ pôdy a počet KTJ.g⁻¹ suchých koreňov.

Rizosféra pôda s hľúzkami, v ktorých boli stanovované hodnoty nitrogenáznej aktivity, bola odobratá na stanovišti Nálepko – Surovec v nadmorskej výške približne 600 m (rastlinné spoločenstvo *Alnetum incanae*) z desaťročnej dreviny, ktorá rástla na alúviu potoka Surovec (fluvizem). Hľúzky boli z koreňového systému odobraté zrezom, dezinfikované podľa metodiky Šaraja et al. (1982b) a kultivované v množstve cca 1g na Petriho misky s agarovým mäsovo-peptónovým substrátom, v g/l (Obernauerová, Gbelská, 1999). Po 14-tich dňoch kultivácie v kultivačnom boxe pri teplote 24 °C boli časti hľúzok preverené na sterilitu a rozotrené v tretej miske v kvapalnej živnej pôde Rogersa – Wolluma (Pariskaja et al., 1982) a preočkované na Petriho misky s agarovou živnou pôdou Rogersa – Wolluma. Nitrogenáznu aktivitu sme stanovovali metódou redukcie acetylénu (Hardy et al., 1967 v modifikácii Umarov, 1986) po ďalších 14-tich dňoch kultivácie a preočkovaní do ampuliek na zošikmenú agarovú živnú pôdu Rogersa – Wolluma.

Výsledky a diskusia

Namerané výsledné hodnoty početnosti kolóniotvorných jednotiek (KTJ) v rizosfére medzi zdravým a poškodeným smrekom a ich závislosti od „vzdialenosti“ (teda poradie zmyvu) od koreňa s použitím odmyývacej metódy sú graficky znázornené na obr. 1 – 4.

Nárast početnosti KTJ baktérií v lokalite Záhajnica bol zaznamenaný v rizosférenej pôde v porovnaní s voľnou pôdou a rizoplanou, a to aj pod zdravým i poškodeným jedincom smreka. Nižšie hodnoty sú vo voľnej pôde a podstatne nižšie v rizoplane. Abundancia mikromycét sledovaná na Czapek Doxe v lokalite Záhajnica je vyššia v koreňovom systéme zdravého *Picea abies*.

V sledovanej lokalite Surovec vo voľnej pôde bolo množstvo KTJ baktérií tak veľké, že ho nebolo možné zmerať, výslednú hodnotu neovplyvnil ani stav vegetácie. V rizosfére a rizoplane hodnoty mierne ovplyvnil stav vegetácie, vyššie boli pod zdravými jedincami. Podobne tomu bolo pri sledovaní početnosti KTJ mikromycét.

Vzhľadom na to, že hodnoty rizoplany sú vyjadrené v KTJ.g^{-1} koreňov (zmyv prevedený len z povrchu koreňa) a hodnoty voľnej pôdy a rizosféry v KTJ.g^{-1} pôdy, nedá sa hovoriť o absolútnych číslach. Pri tej istej hmotnosti je pomer aktívneho povrchu, ktorý je vhodný na osídlenie mikroorganizmov ku hmotnosti koreňov, neporovnateľný.

Výsledky stanovenia množstva rizosférych mikroorganizmov na oboch lokalitách pod zdravým smrekom potvrdzujú trend nárastu ich početnosti v priokoreňovej zóne, čo je v súlade s výsledkami Babjeva, Zenova (1989). Naopak, početnosť baktérií a mikromycét vo väčšine prípadov klesá v oblasti blízko koreňov a rizoplany poškodených jedincov, čo môže svedčiť o narušení vitality koreňového systému „chorého“ smreka. Na základe získaných výsledkov abundancie mikroorganizmov v koreňovom systéme môžeme konštatovať, že naše pozorovania sa zhodujú s výsledkami aj iných autorov (Bedrna et al., 1968; Macura, 1972; Kopčanová, 1983), ktorí konštatujú, že v tesnej blízkosti koreňov je dostatok energeticky prístupného substrátu vo forme koreňových výlučkov, lepšie vlhkostné, teplotné, aeračné podmienky, čo pôsobí na formovanie špeciálnej priokoreňovej mikroflóry, označovanej ako rizosféra mikroflóra.

Namerané hodnoty nitrogenáznej aktivity sú uvedené v tabuľke 1 a taktiež zobrazené na obr. 5.

Tabuľka 1 Stanovenie nitrogenáznej aktivity v kultúrach, izolovaných z koreňových hľúzok *Alnus incana* (Nálepkovo-Surovec)

Číslo vzorky	Nitrogenázna aktivita		Biomasa $\text{mg C}_{\text{bio}} \cdot \text{amp}^{-1}$
	$\mu\text{MC}_2\text{H}_4 \cdot \text{amp}^{-1} \cdot \text{hod}^{-1}$	$\mu\text{M C}_2\text{H}_4 \cdot \text{mgC}_{\text{bio}}^{-1} \cdot \text{hod}^{-1}$	
N 131	102,716	28,136	3,651
N 132	71,337	31,827	2,241
N 139	102,190	37,213	2,746
N 136	40,778	40,105	1,017
N 134	55,699	46,065	1,209
N 135	122,657	47,995	2,556
N 133	82,299	64,220	1,282
N 138	76,771	68,568	1,120

Tieto hodnoty sa pohybovali od $28,136 \mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}} \cdot \text{hod}$ u klonu č. N 131 do hodnoty $68,568 \mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}} \cdot \text{hod}$ u klonu č. N 138 a potvrdzujú výsledky autorov LALONDE, QUISPEL, (1977), SUETIN et al. (1980) a i., že kultúry získané z koreňových hľúzok *Alnus incana* sú schopné fixácie dusíka.

Záver

Pri zisťovaní abundancie mikroorganizmov v koreňovom systéme hodnoty odčítaných kolóniotvorných jednotiek (KTJ) vykazovali na oboch lokalitách (Záhajnica, Surovec) podobné výsledné hodnoty.

Vo voľnej pôde u všetkých jedincov smreka obvyčajného mikroorganizmy vykazujú menšiu početnosť ako v pôde rizosférenej, pričom musíme konštatovať, že rizosféra oblasť zdravých jedincov *Picea abies* má väčšie zastúpenie mikroorganizmov ako poškodených jedincov. Nami získané výsledky potvrdzujú trend nárastu ich početnosti v priokoreňovej zóne.

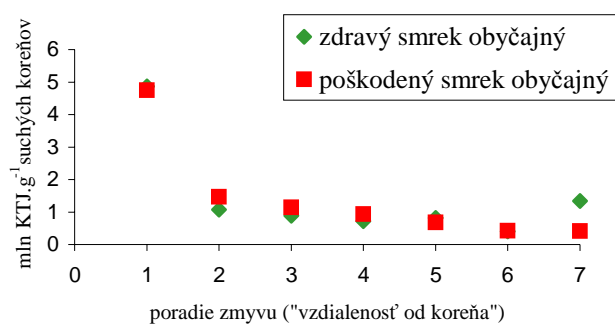
Taktiež hodnoty nameranej nitrogenáznej aktivity poukazujú na schopnosť mikroorganizmov, sústredených v rizosfére – konkrétne v koreňových hlúčkach k fixácii dusíka, pričom v priemere predstavovali $45,516 \mu\text{MC}_2\text{H}_4/\text{mgC}_{\text{bio}}\cdot\text{hod}$.

Literatúra

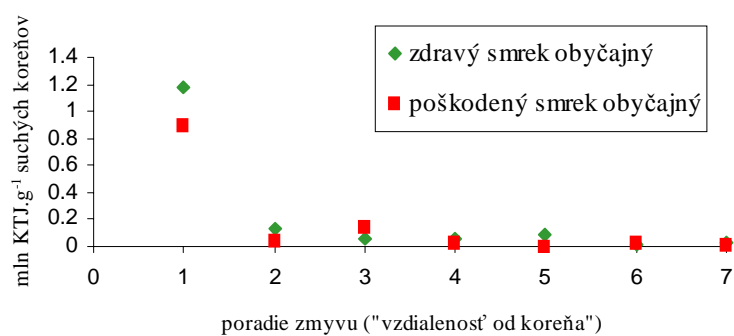
- ANTONI J., 1997: Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepkovo. In: Šomšák, L. (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepkovo“, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- BABJEVA I.P. - ZENOVA G.M., 1989: Biologia počv. Izdatel'stvo Moskovskovo Universiteta, 333 pp.
- BEDRNA Z. - HRAŠKO J. - SOTÁKOVÁ S., 1968: Poľnohospodárske pôdoznanectvo. SVPL, Bratislava, 366 pp.
- ĎUGOVÁ O., 1999: Pôsobenie ťažkých kovov na biomasu pôdných mikromycét. Zborník z konferencie „Život v pôde“, Bratislava, p. 38 – 40.
- HARDY, R.W.F. - HOLSTEN, R.D. - JACKSON, E.K. - BURNS, R.C., 1967: The acetylene-ethylene assay for N_2 - fixation. Laboratory and field evaluation. Pl. Physiol., 43, N° 20, p. 1185 – 1207.
- JURÁNI, B., 1997: Pôdne pomery obce Nálepkovo. In: Šomšák, L. (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepkovo“, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- KOPČANOVÁ, L., 1983: Mikrobiológia. Príroda VŠ P Nitra, 154 pp.
- KROMKA, M. - DIKOVÁ, L. - KUBALCOVÁ, M., 1997: Zmeny enzymatickej aktivity v emisne zaťažených pôdach obce Nálepkovo. In: Šomšák, L. (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepkovo“, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- LALONDE, M. - QUISPÉL, A., 1977: Ultrastructural and immunological demonstration of the nodulation of the European *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. host plant by the North - American *Alnus crispa* var. *mollis* Fern. root nodule endophyte. Can. J. Microbiol., vol. 23, p. 1529 – 1547.
- MACURA, J., 1972: Teoretické problémy a praktické dôsledky rhizosférmeho efektu. Zborník: Vzájemné vzťahy mikroorganizmů a rostlin v rhizosféře. Mikrobiologický ústav ČSAV Praha, p. 7 – 16.
- MAŇKOVSKÁ, B., 1990: Emisné zaťaženie a imisné depozičné typy na území SR. Zborník z konferencie k 40. výročiu TANAP-u, p. 265 – 273.
- OBERNAUEROVÁ, M. - GBELSKÁ, Y., 1999: Cvičenia z mikrobiológie. UK, Bratislava, 92 pp.
- PARIJSKAJA, A.N. - NOVIK, S.N. - AGRE, N.S. - KALAKUCKIJ, L.V., 1982: Nokardija, vydelenaja iz azotfixirujuščich klubeňkov na korňach seroj i čornoj ol'chi. Nauka, Mikrobiologija, t. 51, vyp. 1, Moskva, p. 130 – 134.
- SUETIN, S.O. - PARIJSKAJA, A.N. - KALAKUCKIJ, L.V., 1980: Elektronno -mikroskopičeskoje izučeniye cikla razvitija aktinomiceta endosimbionta v azotfixirujuščich klubeňkach na korňach *Alnus glutinosa*. Nauka, Mikrobiologija, t. XLIX, vyp. 4, Moskva, p. 604 – 607.
- ŠARAJA, L.S. - PARIJSKAJA, A.N. - ZENOVA, G.M., 1982: Rasprastraneniye endofita klubeňkov *Alnus incana* (L) Moench v počvach različnych prirodno-klimatičeskich zon. Nauka, Mikrobiologija, tom 51, vyp. 1, Moskva, p. 163 – 165.
- ŠIMONOVÍČOVÁ, A. - KOCIANOVÁ, M., 1997: Mykocenóza acidifikovaného regiónu obce Nálepkovo. In: Šomšák, L. (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepkovo“, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- UMAROV, M.M., 1986: Asociativnaja azotfixacija. Izdatel'stvo MGU, Moskva, 136 pp.

Prílohy

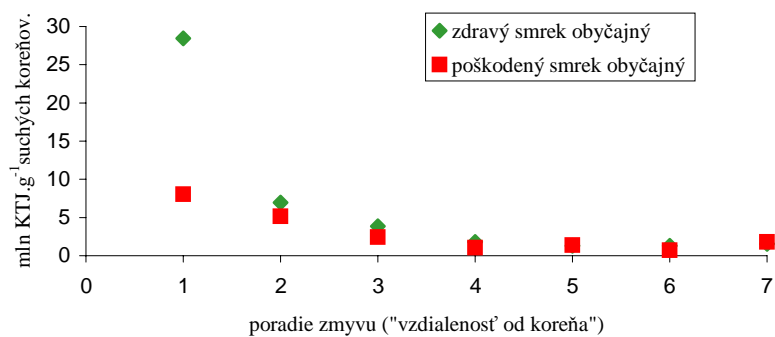
Obr. 1 Porovnanie počtu KTJ baktérií medzi zdravým a poškodeným smrekom (Záhajnica)



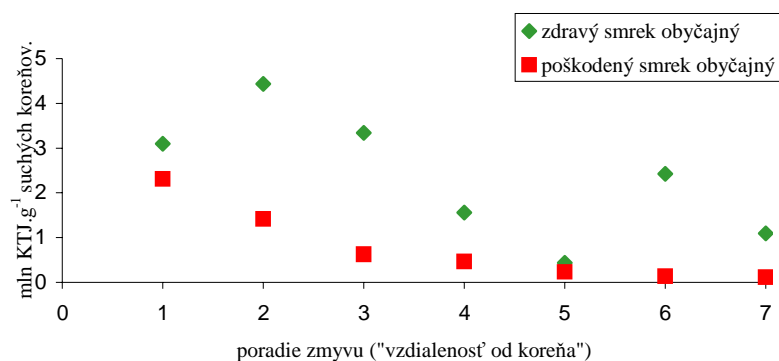
Obr. 2 Porovnanie počtu KTJ mikromycét medzi zdravým a poškodeným smrekom (Záhajnica)



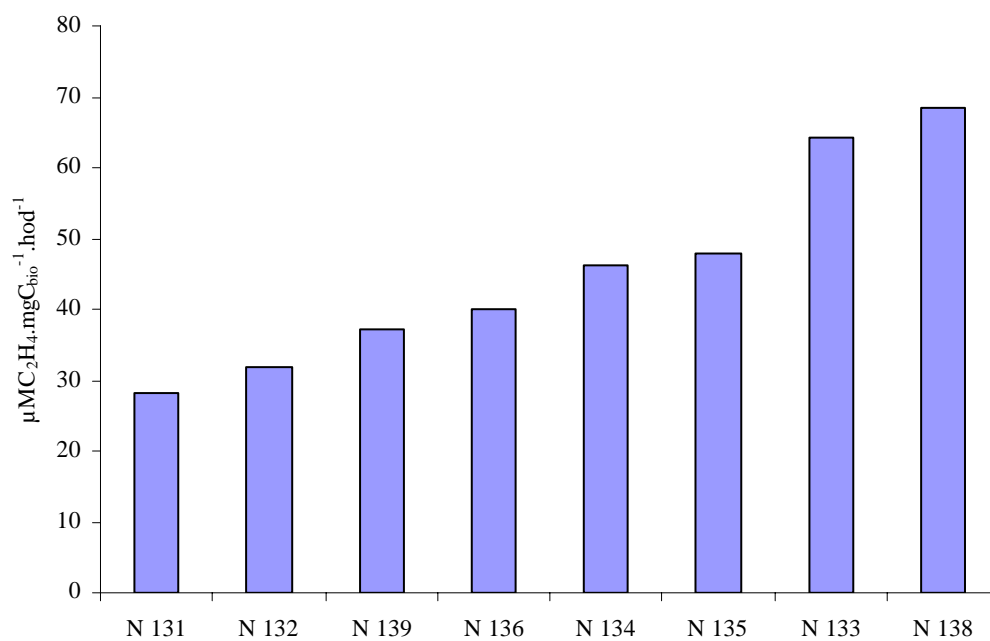
Obr. 3 Porovnanie počtu KTJ baktérií medzi zdravým a poškodeným smrekom (Surovec)



Obr. 4 Porovnanie počtu KTJ mikromycét medzi zdravým a poškodeným smrekom (Surovec)



Obr. 5 Nitrogenázna aktivita nameraná v kultúrach izolovaných z koreňových hľúzok *Alnus incana* z lokality "Nálepko – Surovec"



Kategorizácia poľnohospodárskych pôd z hľadiska produkcie biomasy rastlín

Farmland Categorization from the View Point of Plant Biomass Production

Jozef VILČEK

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava, Regionálne pracovisko Prešov,
Reimanova 1, 080 01 Prešov, SR, e-mail: vilcek@vupop.sk*

Abstrakt

Na základe kategorizácie pôd podľa tvorby biomasy poľnohospodárskych plodín a to tak hlavného produktu, ako aj produktu vedľajšieho, rastlinných zvyškov, koreňov a burín, bola vytvorená mapa funkcie produkcie biomasy. Výsledky názorne dokazujú, že najvyšší úrodotvorný potenciál podľa pôdných typov na Slovensku majú černozeme, nasledujú čiernice, hnedozeme, fluvizeme, regozeme, luvizeme, pseudogleje, kambizeme a rendziny. Potvrdilo sa, že smerom k menej priaznivým klimatickým podmienkam, k vyššej svahovitosti a s tým súvisiacimi procesmi vodnej erózie, dochádza k poklesu produkcie biomasy. Tieto závislosti sú v príspevku dokumentované v tabuľkovej i mapovej forme.

Kľúčové slová: kategorizácia poľnohospodárskych pôd, produkcia biomasy rastlín, hlavný produkt, vedľajší produkt

Abstract

The map of biomass production function was elaborated on the base of soil categorization according to crop biomass production. The main product as well as byproduct both (plant remains, roots and weeds) were taken into consideration. The results illustratively proved that the highest yield-forming potential according to soil types in Slovakia possesses Chernozems, followed by Mollic Fluvisols, Orthic Luvisols, Eutric Fluvisols, Eutric Regosols, Albic Luvisols, Dystric Planosols, Eutric Cambisols and Rendzic Leptsols. It was confirmed that clearly visible tendency decrease of biomass production is linked with less favourable climatic conditions, higher sloping and water erosion presence. These rules are documented in the paper as tables and maps.

Keywords: farmland categorization, plant biomass production, main product, byproduct

Pre produkciu biomasy rastlín je oproti iným funkciám pôdy typický viditeľný i merateľný efekt v kvantitatívnej i kvalitatívnej podobe poľnohospodármi pestovaných plodín, ale aj iných rastlín vegetujúcich na danej lokalite mimo vôle pestovateľa (buriny, kroviny a pod.). Na hodnotenie tejto funkcie z pohľadu poľnohospodára je možné nazerať cez výrobu biomasy potravín, krmív, osív, sadív, organických hnojív, resp. technických plodín pre iné odvetvia národného hospodárstva. Tieto komodity sa kvantitatívne vyjadrujú dosahovanou úrovňou tzv. hlavného produktu, t.j. produktu, pre ktorý tú, ktorú plodinu pestujeme (zrno, buľvy, seno a pod.). Rastliny však pôdu využívajú nielen pre tvorbu hlavného produktu, ale aj koreňov, listov, stoniek a pod., ktoré vo väčšine predstavujú vedľajší, často „nepotrebný“ produkt. Takto možno charakterizovať aj výskyt nežiadúcich rastlín (burín) ktorému sa v prírode nedá zabrániť.

Pôda predstavuje životodarné médium pre všetky na nej sa vyskytujúce rastliny. Z tohto pohľadu je potom potrebné chápať produkciu biomasy rastlín ako základnú ekologickú funkciu zabezpečujúcu jednak výživu človeka a zvierat, obnovu energie, tvorbu surovín, ako aj zachovanie, resp. podporu biodiverzity na zemi.

Pri hodnotení tejto funkcie sme prioritne vychádzali z už existujúcich kategorizácií, poznatkov a databáz o potenciálnych i skutočne dosiahnutých naturálnych parametroch na jednotlivých pôdnych predstaviteľoch. Súčasný pedologický výskum umožňuje definovať produkčné hodnoty našich pôd až na úroveň tzv. bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (BPEJ). Pre tieto účely sme vychádzali z databázy predpokladaných úrod hlavných poľnohospodárskych plodín prepočítaných na sušinu, pričom celková hodnota sušiny biomasy hlavného produktu predstavuje vážený aritmetický priemer vyprodukovanej sušiny pestovaných plodín podľa v súčasnosti zaužívanej štruktúry osevu (využitia poľnohospodárskej krajiny) na Slovensku.

Priemerné množstvá sušiny rastlinných a koreňových zvyškov boli (pre jednotlivé plodiny) napočítané podľa koeficientov uvedených v „Metodike bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia“ (VÚPOP, Jurčová, Bielek, 1997). Sušina biomasy burín bola v závislosti od plodín zaradených do štruktúry osevov vypočítaná cez priemerný koeficient 1,1, t.j. 10 %-ná zaburinenosť pôd.

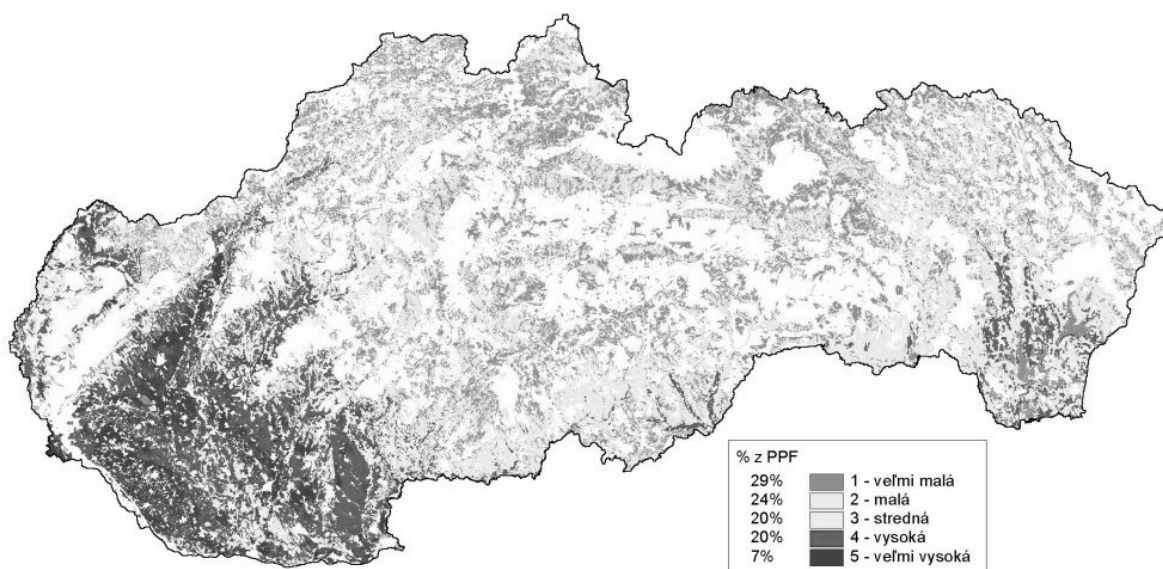
Vychádzajúc z uvedených zásad a doterajších poznatkov sme každej BPEJ priradili bodovú hodnotu (v 100 bodovej škále) vyjadrujúcu kvantitatívny stupeň produkcie biomasy rastlinnej produkcie. Podrobnejšie sú konkrétne hodnoty uvedené v realizačnom výstupe úlohy „Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd“ (Vilček, 2002). Na základe kategorizácie pôd podľa tvorby biomasy poľnohospodárskych plodín a to tak hlavného produktu, ako aj produktu vedľajšieho, rastlinných zvyškov, koreňov a burín, bola vytvorená mapa funkcie produkcie biomasy. Biomasa je vyjadrená v sušine pripadajúcej na 1 ha poľnohospodárskych pôd. Funkcia bola rozčlenená do 5 kategórií:

<u>Produkcia biomasy z p.p. v sušine</u>	<u>Kategória</u>
menej ako 8,01 t/ha	produkcia veľmi malá
8,01 – 10,00 t/ha	produkcia malá
10,01 – 12,00 t/ha	produkcia stredná
12,01 – 14,00 t/ha	produkcia vysoká
14,01 a viac t/ha	produkcia veľmi vysoká

Kategórie a bodová hodnota BPEJ podľa produkcie fytomasy (ukážka):

<u>BPEJ</u>	<u>Kategória</u>	<u>Body</u>
0001001	vysoká	81
0001011	stredná	77
0001021	stredná	70
0002002	vysoká	94
0002012	vysoká	90
0005001	stredná	76
0005041	malá	67
0011005	stredná	80
0011035	stredná	77
0012033	stredná	75
0013004	stredná	72
0014061	veľmi malá	18
0033062	veľmi malá	18
0034002	veľmi vysoká	96
0034003	vysoká	92

Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa produkcie biomasy rastlín



© Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava

Úroveň produkcie biomasy sa v poľnohospodárstve najčastejšie vyjadruje dosahovanými hektárovými úrodami. Je to ukazovateľ, ktorý je ovplyvnený mnohými faktormi. Hlavným úrodotvorným faktorom sú pôdno-klimatické podmienky určitej lokality. Uvedomujeme si, že úrodotvorný proces v mnohom závisí aj od ľudského faktora, v tejto práci však vyjadrujeme len vzťah bodovej hodnoty pôd, resp. vybraných pôdných parametrov a hektárových úrod hlavných poľnohospodárskych plodín.

Pomerne rozsiahla údajová databáza o úrodách za hodnotené podniky umožnila stanoviť ich závislosť od produkčného potenciálu pôd (vyjadreného bodovou hodnotou). Polynomickejšia regresná závislosť potvrdila vysoko preukaznú koreláciu úrod a produkčnej schopnosti pôd.

Vypočítané regresné závislosti sme využili pre stanovenie potenciálne možných úrod vybraných plodín pre bodovú škálu pôd a na jej základe i pre každú bonitovanú pôdno-ekologickú jednotku.

Potenciálne produkčné predpoklady pôdných typov [t.ha⁻¹]

Plodina	Černo- zem	Čier- nica	Fluvi- zem	Hnedo- zem	Rego- zem	Luvi- zem	Pseu- doglej	Kam- bizem	Ren- dzina
pšenica ozimná	5,45	5,22	4,87	4,88	4,66	4,43	4,15	4,08	3,90
raž ozimná	4,05	3,91	3,73	3,73	3,62	3,51	3,38	3,35	3,28
jačmeň jarný	4,64	4,41	4,09	4,09	3,92	3,70	3,48	3,43	3,29
kukurica na zrnó	4,84	4,55	4,27	3,99	4,10	3,71	3,54	3,51	3,45
hrach siaty	2,72	2,52	2,27	2,27	2,16	1,99	1,85	1,82	1,73
repka ozimná	2,64	2,53	2,36	2,37	2,24	2,13	1,97	1,93	1,82
zemiaky	16,38	14,93	13,51	13,35	13,19	12,32	12,06	12,10	12,08
cukrová repa	33,58	33,32	32,71	31,88	31,62	29,59	27,59	26,90	25,72
kukurica na siláž	28,05	26,30	24,51	24,34	24,00	22,88	22,39	22,39	22,23
viacročné krmoviny	8,72	7,94	7,15	7,07	6,93	6,44	6,23	6,23	6,17

Reálne hodnoty úrod na úrovni hlavných pôdných jednotiek (HPJ) publikoval Vilček (1999) a na úrovni BPEJ sú k dispozícii v databáze VÚPOP Bratislava.

Výsledky názorne dokazujú, že najvyšší úrodotvorný potenciál podľa pôdných typov na Slovensku majú černoze, nasledujú čierne, hnedozeme, fluvizeme, regozeme, luvizeme, pseudogleje, kambizeme a rendziny.

Aj z tohto pohľadu, navyše ak súčasná miera ekonomickej rentability je pri úrodách nad 4 t.ha⁻¹, je jedným z rozhodujúcich aspektov pri rozhodovaní o štruktúre osevu práve produkčná schopnosť pôd.

Je logické, že kvantitatívnu, ale i kvalitatívnu stránku produkcie výrazne ovplyvňujú aj klimatické podmienky.

Potenciálne produkčné predpoklady pôd podľa klimatických regiónov [t.ha⁻¹]

Plodina	Klimatický región										
	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10
pšenica ozimná	5,27	4,86	4,62	4,53	4,61	4,39	4,30	4,10	3,97	3,89	3,58
raž ozimná	3,96	3,73	3,61	3,56	3,60	3,49	3,45	3,36	3,31	3,27	3,15
jačmeň jarný	4,47	4,09	3,87	3,80	3,86	3,67	3,60	3,44	3,34	3,28	3,11
kukurica na zrno	4,52	4,06	3,80	3,72	3,77	–	–	–	–	–	–
hrach siaty	2,59	2,29	2,12	2,07	2,11	1,97	1,92	1,82	1,76	1,73	1,50
repka ozimná	2,56	2,34	2,22	2,17	2,22	2,10	2,05	1,94	1,86	1,81	1,71
zemiaky	15,52	13,92	13,03	12,77	12,88	12,32	12,17	12,08	12,09	12,14	12,00
cukrová repa	32,77	30,55	29,18	28,62	29,41	–	–	–	–	–	–
kukurica na siláž	26,98	24,94	23,79	23,45	23,63	22,86	22,63	22,38	22,29	22,28	22,17
viacročné krmoviny	8,25	7,34	6,84	6,68	6,76	6,43	6,33	6,24	6,19	6,19	6,10

00 – veľmi teplý, veľmi suchý, nížinný, 01 – teplý, veľmi suchý nížinný, 02 – dostatočne teplý, suchý, pahorkatinový, 03 – teplý, veľmi suchý, nížinný, kontinentálny, 04 – teplý, veľmi suchý, kotlinový, kontinentálny, 05 – pomerne teplý, suchý, kotlinový, kontinentálny, 06 – pomerne teplý, mierne suchý, vrchovinový, kontinentálny, 07 – mierne teplý, mierne vlhký, 08 – mierne chladný, mierne vlhký, 09 – chladný, vlhký, 10 – veľmi chladný, vlhký

Aj tieto údaje potvrdzujú a konkretizujú predpoklady poklesu produkcie biomasy pôd smerom k menej priaznivým klimatickým podmienkam. Je to objektívna realita, ktorú je potrebné brať do úvahy pri rajonizácii plodín i štruktúre rastlinnej výroby ako celku.

K úbytku v produkcii biomasy dochádza aj vplyvom zvyšovania svahovitosti orných pôd. Konfigurácia terénu teda zohráva v úrodnotvornom procese taktiež významnú úlohu, keď objektívne horšie produkčné predpoklady majú členitejšie a svahovitejšie pozemky ornej pôdy.

Potenciálne produkčné predpoklady pôd podľa kategórií svahovitosti [t.ha⁻¹]

Plodina	Svahovitosť		
	0 – 3°	3 – 7°	7 – 12°
pšenica ozimná	4,68	4,25	4,05
raž ozimná	3,64	3,43	3,34
jačmeň jarný	3,94	3,57	3,40
kukurica na zrno	4,32	3,78	3,63
hrach siaty	2,18	1,91	1,80
repka ozimná	2,25	2,02	1,90
zemiaky	13,45	12,33	12,18
cukrová repa	32,00	29,36	27,86
kukurica na siláž	24,29	22,76	22,45
viacročné krmoviny	7,06	6,39	6,26

So svahovitosťou úzko súvisia procesy vodnej erózie, účinkami ktorej dochádza každoročne k odnosu najúrodnejších pôdných častíc na viac ako 57 % poľnohospodárskych pôd, čo sa nemôže neprejavovať na množstve vyprodukovanej biomasy rastlín.

Potenciálne produkčné predpoklady pôd podľa kategórii erodovateľnosti [t.ha⁻¹]

Plodina	Stupeň erózie pôd			
	A	B	C	D
pšenica ozimná	5,11	4,27	4,07	3,74
raž ozimná	3,86	3,44	3,35	3,22
jačmeň jarný	4,31	3,57	3,42	3,17
kukurica na zrno	4,54	3,82	3,63	3,58
hrach siaty	2,46	1,92	1,82	1,67
repka ozimná	2,47	2,03	1,92	1,72
zemiaky	14,64	12,31	12,21	12,28
cukrová repa	32,99	29,94	27,77	28,68
kukurica na siláž	25,90	22,75	22,49	22,32
viacročné krmoviny	7,77	6,39	6,28	6,22

A – neerodované a slabo erodované pôdy, B – stredne erodované pôdy, C – silno erodované pôdy, D – veľmi silno erodované pôdy

Z prehľadu je zrejмый prudký úbytok úrod najmä medzi kategóriou neerodovateľných resp. slabo erodovateľných a stredne erodovateľných pôd. Medzi ostatnými kategóriami sú tieto rozdiely pozvoľnejšie.

Získané údaje potvrdzujú, že jednou z príčin rozdielných úrod poľných plodín je aj heterogenita pôd a pôdných vlastností. Tento fenomén by preto mal zohrávať jednu z rozhodujúcich úloh pri plánovaní výroby na pôde. Poznaním reálnych produkčných predpokladov, je možné pre konkrétnu lokalitu (o ktorej sú známe príslušné pôdne charakteristiky) odvodiť jej potenciálne možný úrodovotný potenciál.

Literatúra

- DEMO, M. a kol., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine; SPU Nitra, 302 s.
- DŽATKO, M. a kol., 1992: Efektívnosť využitia krajiny pre poľnohospodárske účely vzhľadom na produkčný potenciál pôd, (priebežná správa), VÚPÚ Bratislava, 19 s.
- DŽATKO, M. - VILČEK J., 1993: Efektívnosť využívania krajiny a reštrukturalizácia rastlinnej výroby, (priebežná správa), VÚPÚ Bratislava, 21 s.
- FAZEKAŠOVÁ, D. - PORÁČOVÁ, J., 1999: Trvalo udržateľné poľnohospodárstvo, FHPV PU Prešov, 140 s.
- HRONEC, O. a kol., 2000: Prírodné zdroje. Royal Unicorn, Košice, 235 s.
- JAMBOR, P. - ILAVSKÁ, B., 1998: Metodika protierózneho obrábania pôdy, VÚPÚ Bratislava, 69 s.
- JURČOVÁ, O. - BIELEK, P., 1997: Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenie potreby organického hnojenia, VÚPÚ Bratislava, 154 s., ISBN 80-85361-26-4.
- LINKEŠ, V. - PESTŮN, V. - DŽATKO, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ Bratislava, 103 s.
- POSPIŠIL, R., 1999: Projektovanie osevných postupov a poľnohospodárskych sústav, SPU Nitra (učebné texty), 148 s.
- VILČEK, J. a kol., 1999: Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny (Záverečná správa) VÚPOP Bratislava, 113 s.
- VILČEK, J., 2000: Vplyv vodnej erózie na ekonomiku rastlinnej výroby; Zemědělská ekonomika, 46, (2), s. 77 – 80, ISSN 0139-570X.
- VILČEK, J., 2000: Úrodovotný potenciál poľnohospodárskych pôd Slovenska; Poľnohospodárstvo, roč 46, číslo 9, str. 645 – 658.
- VILČEK, J., 2002: Produkčný potenciál poľnohospodárskych pôd Slovenska a jeho exploatácia (Habilitačná práca), FPHV PU v Prešove, 123 s.
- VILČEK, J. a kol., 2002: Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd (záverečná správa za ČÚ), VÚPOP Bratislava, 51 s.

The Content of Phosphoric Acid, its Fractional Composition and its Changes in the Main Soil Types of Czech Republic

Obsah kyseliny fosforečnej, jej frakčné zloženie a zmeny v hlavných pôdnych typoch Českej republiky

Karel VOPLAKAL

*Research Institute for Soil and Water Conservation Prague, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, Czech Republic, e-mail: voplakal@vumop.cz*

Abstrakt

Práca sa zaoberá výskumom jednak celkovej zásoby P v pôde, ako aj jeho prístupných foriem v rastline, frakčným zložením fosfátov a ich zmien pri rôznom poľnohospodárskom obrábaní, hlavne pri rôznej forme a intenzite hnojenia a vápnenia. Aktuálny pomer medzi obsahom celkového P a obsahom P prístupného rastlinám je dôsledok dlhodobých premien P, typických pre určité pôdne typy a ich vlastnosti: rozhodujúcimi faktormi môžu byť hlavne pôdna výmenná reakcia, tlmiaca schopnosť pôdy ako výsledok nasýtenia pôdneho sorpčného komplexu bázami, obsah pôdnej organickej hmoty a jej kvality, typ pôdotvorného substrátu, atď. Hlavným zdrojom P využiteľného rastlinami v neutrálnych sorpčne nasýtených pôdach sú hlavne Ca, Mg-fosfáty, ktoré najviac prevažujú v typických, karbonátových a luvických černozemiach, typických čierniciach, hnedozemiach a luvizemiach stagno-glejových, na druhej strane minimum Ca, Mg-fosfátov sa zistilo v kyslých pseudoglejoch, kyslých kambizemiach, luvizemiach pseudoglejových, a v typickom e. V týchto väčšinou kyslých pôdach obvyčajne prevažujú frakcie Fe, Al-fosfátov s nízkou mierou využiteľnosti pre rastliny. Organicky viazaná frakcia fosfátu sa pohybuje medzi 30 % celkového P (v sorpčne nasýtených pôdach) a 50 % (v kyslých pôdach). Pôdna výmenná reakcia a puľrovacia schopnosť sú veľmi dôležité faktory vplývajúce na zmeny frakčného zloženia fosfátov v podmienkach rôznych spôsobov a intenzít hnojenia: ak aplikácia kyslých hnojív zapríčiňuje acidifikáciu pôdneho média a transformáciu pôdneho P na formy Fe, Al-fosfátov, ťažko prístupných rastlinám, môžeme očakávať zníženie efektívnosti P-hnojenia, ak adekvátne nevápňime. Pokusy boli robené s cieľom preveriť kladné vplyvy organického hnojenia najčastejšie prostredníctvom zníženia tvorby Fe-fosfátov.

Kľúčové slová: celkový obsah P, fosfátové frakcie v pôde, sorpčné nasýtenie, acidifikácia

Abstract

The paper offers the survey of both the total soil phosphorus supply and its plant available forms level, the phosphate fractional composition and its changes under the various agricultural practices, namely under the various forms and intensities of fertilization and liming. The actual proportion between the total P content and the plant-available phosphorus content is a consequence of the long-term phosphorus transformations typical for a certain soil types and their properties: the decisive factors can be namely the soil exchangeable reaction, the soil buffering ability as a result of the saturation of a soil sorption complex with the bases, the soil organic matter content and its quality, the kind of soil substrate etc. The main source of a plant-available phosphorus content in the neutral, sorption saturated soils are mainly Ca, Mg-phosphates that prevail mostly in haplic, calci-haplic and luvi-haplic Chernozems, haplic Phaeozems, orthic and stagno-gleyic Luvisols; on the contrary, the minimum of the Ca, Mg-phosphates it can be stated in the representatives of dystic Planosol, dystic Cambisol, albo-gleyic Luvisol and haplic. In such mostly acid soils usually prevails the fractions of Fe-phosphates and Al-phosphates with a low level of the plant available phosphates. The organically bound phosphate fraction ranges between 30 % of total phosphate (in sorption saturated soils) and 50 % (in the acid

soils). The soil exchangeable reaction and the soil buffering ability are very important factors influencing the changes of the phosphate fractional composition in the conditions of different kinds and intensity of fertilization: if the application of acid fertilizers causes an acidification of the soil medium and a transformation of the soil phosphorus to the forms of Fe, Al-phosphates hardly available to plants is to be expected along with the low efficiency of phosphate fertilization unless the adequate liming is applied. The trials were conducted to verify positive effects of organic manure on the increase in the efficiency of the phosphorus fertilization – mostly by significant reduction in Fe-phosphates formation.

Keywords: total P content – soil phosphate fractions - sorption saturation – acidification

Introduction

As there is commonly known, only a small part of the total soil phosphate content is available to plants and, similarly only a part of the phosphate applied into soil by fertilization can intensively be utilized as a plants nutrition. The effectiveness of the phosphate fertilization is dependent on the kinds and ways of phosphate bounding in the soil and so the studies of it are very useful and important. The phosphate fraction composition and its transformation can help to obtain useful information about the kinds and extent of fixation (chemisorption) of the phosphoric acid in individual soils, about its migration in the soil profile and its mobilization and availability to plants.

Material and Methods

A classic soil phosphate fractionation by Chang and Jackson (1957) modified by Ginzburg and Askinazi (1963) was used for the determination of soil phosphate fractions in individual soil types and for the basic changes in the phosphate fractional composition studies involved by gradated fertilization of different soils with super phosphate while for the detailed studies of the phosphate fraction transformations and their development the more sophisticated method by Ginzburg and Lebedeva (1971) distinguishing different types of Ca-phosphates proved itself to be more advantageous.

In three soil representatives possessing different properties (Chernozem, orthic Luvisol and albic Luvisol) the influence of gradated doses of super phosphate (25 – 50 – 100 mg P/kg) was studied; using the modernized fractionation method we realized the more detailed studies of transformation in a phosphate fractional composition in long-term stationary experiments on the base of combined mineral and organic fertilization and liming (doses of agrochemicals: 210 kg P/ha, 7,1 metric tons CaO/ha, 200 metric tons of farmyard manure per hectare).

Results and their Discussion

The detailed survey of the fractional composition of the main soil representatives can be seen on the table 1.

There is evident that Ca-phosphates prevailed mostly in the Chernozem-like soils, in orthic Luvisols and in Cambisols of lowlands. On the contrary, the minimum of Ca, Mg-phosphates it can be stated in the dystic Planosols, in the albo-gleyic Luvisols and dystic Cambisol and haplic Podzol. As a rule, in the sorption unsaturated (acid) soils the proportion of that with iron and aluminium bound phosphates prevail. As a result of translocation processes (due to an illimerization) the considerable amount can be found accumulated in the illuvial horizons.

The proportion of a fraction with that to the organically bound phosphate used to be more than 30 % from the total soil phosphate in the topsoil in a sorption saturated soils whereas more than 50 % of the P-total can be found in the topsoil of Luvisols, dystic Planosols and Cambisols and haplic s. In the soil profile the slightly decreasing trend of the „organic phosphates” usually can be seen downwards to the substrate. Because of a strong fixation, the movement (migration) of the soil phosphates in a soil profile is very limited while the organically bound phosphates are relatively the most movable type of soil phosphates.

Table 1 The survey of the total soil phosphate content (mg P.kg⁻¹) and mutual proportion of individual soil phosphate fractions

Soil representative	P-total (mgP/kg)	Proportion of P-fractions (% of P-extractable)				
		Ca-phosphates	Fe-phosphates	Al-phosphates	reduction soluble – P	organic phosphates
calci-haplic Chernozem	850	44	4	13	11	28
haplic Chernozem	585	36	8	11	13	32
haplic Chernozem	520	30	11	10	18	31
haplic Phaeozem	905	45	14	9	11	21
luvi-haplic Chernozem	815	46	6	12	10	26
orthic Luvisol	580	34	6	21	17	22
stagnogleyic Luvisol	900	33	19	16	15	17
albic Luvisol	750	22	16	17	14	31
albic Luvisol	505	16	21	9	24	30
Luvisol	690	14	20	15	13	38
albo-gleyic Luvisol	640	7	22	9	13	49
dystic Planosol	790	8	14	14	9	55
Cambisol	520	50	7	9	10	24
dystic Cambisol	750	6	18	6	12	58
haplic Podsol	580	8	19	11	11	49

Transformations in the fractional composition of the soil phosphates

The investigation has been executed concerning the influence of gradated intensity of fertilization with super phosphate on the changes in phosphate fractional composition in conditions of pot experiments with three soil representatives (Chernozem, orthic Luvisol, and Luvisol). For the behaviour of the fraction of Ca-phosphates the following trend is typical: the proportion of this fraction in Chernozem exceeds the other fractions and increased in accordance with the increased intensity of fertilization with super phosphate, while its relative decrease is typical for the Luvisol and even in the orthic Luvisol. In the contrary, the increasing intensity of fertilization (P1-P2-P3) causes the relative increase in the fraction of Al-phosphates in both Luvisol and orthic Luvisol, whereas the gradual decrease can be recognized in Chernozem (table 2). The similar behaviour can be stated in the fraction of the Fe-phosphates; however the relative decrease of them can be observed not only in the Chernozem, but also in the orthic Luvisol.

Table 2 Relative increments of the individual soil phosphate fractions (as expressed in % of the gradated doses of super phosphate) in three soil representatives

Soil type:	fertilization intensity	Increment of soil phosphate in fractions (% of the total P applied)				
		Al-phosphates	Fe-phosphates	Ca-phosphates	P in extract (20 % HCl)	P -plant available
Chernozem	P1	17.6	11.8	53	76.7	76.2
	P2	16.7	10.4	54.2	73	41.8
	P3	13.0	6.0	55.0	93	38.0
Orthic Luvisol	P1	18.5	11.1	33.2	81.5	11.5
	P2	20.6	7.4	27.9	70.5	23.5
	P3	31.5	7.9	29.2	94.5	46
Albic Luvisol	P1	34.0	18.2	15.9	88.5	15.9
	P2	37.1	21.0	14.5	85.5	17.7
	P3	38.6	23.6	12.3	88.0	25.4

The influence of the gradated mineral fertilization on the plant-available phosphorus level can be evaluated as positive in all the soils under examination, but the relative efficiency is rather different (table 2): in the Chernozem is the relative increase of the plant-available phosphate very convincing; the initially very high effectiveness relatively decreases in conditions of gradated intensity of fertilization, whereas the relatively lower but steady increase of the plant-available phosphate is typical for the soils with a lower sorption saturation (mainly in Luvisol). The effectiveness of the phosphate fertilization in such soils expressed by the transformation of the phosphate added in the fertilizers into plant-available forms is much lower than in the Chernozem: most of the phosphate incorporated in fertilizer becomes to be fixed into not available forms for plants (e.g. Fe-phosphates).

Comparing the correlation between the increase of the plant-available phosphorus content to the increase of the individual phosphate fractions in the sorption saturated soils we can state that it exists certain correlation between the value of the Ca-phosphates fraction and the plant-available phosphate level; nevertheless, that correlation seems not to be very convincing in the non-neutral soils with a low sorption saturation with bases: there is commonly known that the Al-phosphates (and even the Fe-phosphates) in the amorphic forms can be very important source of plant-available soil phosphates in the acid soils.

Using the more advanced and selective fractionation method by Ginzburg and Lebedeva (1971) we investigated the time development of the mutual proportions of the soil phosphate content bound in the individual fractions as influenced by different combination of mineral and/or organic fertilization including the liming or without it. The table 3 shows the time development in the four soil representatives of the amount of soil phosphate bound in the following forms: Al-phosphates, Fe-phosphates, and the three different forms of Ca-phosphates ($\text{Ca}_1\text{-P}$, $\text{Ca}_2\text{-P}$, $\text{Ca}_3\text{-P}$) possessing both the different solubility and the different availability to plants in the individual experimental treatments.

Table 3 Transformations in the phosphate fractions (their linear time development trends) as influenced by the mineral and/or organic fertilization and/or liming

exper. variant	time trends ($y = a + b.t$) of the phosphate content in individual fractions					
	P-total	$\text{Ca}_1\text{-P}$	$\text{Ca}_2\text{-P}$	$\text{Ca}_3\text{-P}$	Al -P	Fe -P
soil type: Chernozem						
0	683 – 5.0.t	99 – 0.5.t	102 – 1.5.t	111 – 1.8.t	31 – 0.6.t	33 + 0.3.t
NPK	797 + 25.2.t	135 + 11.2.t	122 + 1.8.t	133 + 1.6.t	39 + 3.4.t	39 + 0.3.t
NPK+Ca	806 + 23.2.t	130 + 9.4.t	128 + 2.4.t	135 + 1.6.t	39 + 2.3.t	37 + 1.6.t
NPK+org	798 + 22.5.t	135 + 9.5.t	127 + 3.4.t	129 + 0.8.t	38 + 1.4.t	37 + 1.5.t
NPK+Ca+org	813 + 24.4.t	135 + 10.2.t	131 + 1.8.t	136 + 2.8.t	37 + 1.2.t	40 + 1.6.t
soil type: orthic Luvisol						
0	528 – 7.0.t	66 – 0.8.t	61 – 0.5.t	116 – 0.5.t	23 – 1.2.t	36 + 0.8.t
NPK	661 + 18.3.t	83 + 1.5.t	70 + 4.3.t	132 + 1.6.t	36 + 3.2.t	48 + 2.0.t
NPK+Ca	640 + 16.4.t	87 + 2.4.t	78 + 6.8.t	140 + 1.8.t	33 + 1.5.t	44 + 2.3.t
NPK+org	645 + 15.8.t	90 + 1.5.t	79 + 4.8.t	134 + 1.5.t	37 + 2.0.t	39 + 1.0.t
NPK+Ca+org	649 + 14.5.t	93 + 1.5.t	89 + 12.5.t	148 + 1.6.t	38 + 3.6.t	49 + 1.8.t
soil type: dystic Cambisol						
0	886 – 3.8.t	55 – 1.2.t	56 – 0.6.t	95 – 1.3.t	44 – 0.5.t	64 + 0.8.t
NPK	995 + 21.5.t	92 + 3.8.t	91 + 4.0.t	115 + 1.8.t	73 + 3.2.t	95 + 5.2.t
NPK+Ca	998 + 25.4.t	90 + 4.8.t	93 + 5.2.t	125 + 2.8.t	73 + 1.8.t	87 + 4.8.t
NPK+org	1 001 + 20.2.t	94 + 4.8.t	93 + 5.4.t	107 + 1.6.t	84 + 3.5.t	84 + 2.0.t
NPK+Ca+org	1 023 + 22.0.t	93 + 2.0.t	94 + 3.0.t	127 + 1.8.t	84 + 2.5.t	85 + 2.6.t
soil type: haplic						
0	757 – 4.2.t	42 – 0.5.t	42 – 1.0.t	42 – 1.5.t	57 – 0.8.t	80 – 0.4.t
NPK	913 + 35.5.t	65 + 2.0.t	59 + 2.2.t	65 + 1.0.t	86 + 6.0.t	129 + 5.2.t
NPK+Ca	918 + 36.5.t	69 + 2.8.t	77 + 2.2.t	74 + 1.2.t	78 + 4.2.t	122 + 3.2.t
NPK+org	934 + 30.4.t	66 + 2.2.t	58 + 1.6.t	62 + 2.0.t	92 + 6.2.t	124 + 2.0.t
NPK+Ca+org	921 + 18.0.t	69 + 0.5.t	68 + 2.8.t	76 + 1.5.t	78 + 2.2.t	122 + 2.2.t

In the control non fertilized soils (0 variant) a decreasing trend of the P-total can be observed as result of the non-compensated uptake of the mobile phosphorus by plants (while the positive balance (increasing trend) in all the fertilized variants has been found.

The sorption saturated soils (both Chernozem and orthic Luvisol) proved certain resistance against acidification thanks to their comparatively high buffering ability: even if they are fertilized with the industrial fertilizers (variant NPK) we could not recognize any expressive transformations in their fractional composition directed to the less available forms of Fe-phosphates and Al-phosphates.

In the contrary, a certain increase in the 1st and 2nd categories (Ca₁-P, Ca₂-P) could be noticed in the content of the easily available Ca-phosphates. Nevertheless, it always occurs certain acidification of the soil connected with a certain increase of the phosphates amount bound to soil sesquioxides (Al-, Fe-phosphates (even in a small scale) as it is obvious in any soil fertilized with super phosphate without compensation of acidity by liming. The non-desirable changes in their phosphate fractional composition caused the relative decrease of the plant available phosphate forms. Because of it, the efficiency of fertilization of acid soils with super phosphate (namely in the acid soils) is usually rather low.

In the mineralized fertilized and at the same time also limed soils (variant NPK+Ca) the distinguishable lowering of the non desirable transformations of the applied phosphates into fractions as Fe-, Al-phosphates can be stated; even in the originally acid soils the more suitable changes into more mobile forms of Ca-phosphates can be noticed. The fertilization efficiency increased thanks to joined liming. Nevertheless, the enormous increase in the tertiary Ca₃-P fraction can be a result of the certain decrease of the mobile phosphate forms in the soil; this decrease of the plant-available phosphate is caused by the retrogradation of phosphate in crystalline forms of tertiary phosphates.

The advantage of the combined fertilization both with mineral and the organic fertilizers was proved in the experimental variant NPK+org. It brings a considerable gradual improvement in the fractional composition of the soil phosphate: downward tendency of the Fe-phosphates content related to an increase of Ca-phosphates of first and second type, while the content of fraction of Al-phosphates is almost not influenced. In the combined variant NPK+Ca+org where the both mineral and organic fertilizer including liming have been used a similar effect can be described as in the two proceeding variants: the total increase of the effectiveness of the phosphate fertilization, the minimizing of transformations into for plant not available forms, the keep down of the development of Fe-phosphates and the total increase of the phosphorus availability (table 3).

The most significant consequence of the long-term phosphorus transformations in the soils is the resultant proportion between the total phosphorus content (that ranges mostly between 0.05 – 0.15 % in different soils) compared to the P-plant available content (table 4).

On the base of our previous investigations we offer an above mentioned survey of the content of P-total and also of the plant available P content in profiles of our main soil types (Damaška and Voplakal, 1979).

As we can see from the table 4, the highest values of the P-total and also of the plant-available P content we can find in the soils formed on the following substrates: on the loess, loess-like deposits, on marl clays and basaltic tuffs; nevertheless high values of P-total combined with a low content of the plant-available phosphate we found on the gneiss, granite, mica-schist. The lowest values of the P-total content can mostly be found on the soils formed on sands and sandstones, on the solifluction parent material, and on the carbonate-free clays.

Table 4 The content of both the total soil phosphate and its plant available content average (\bar{x}), minimum (x_{\min}) and maximal values (x_{\max}) in the soil profile horizons of the main Czech soil types

soil type (soil substrate)	soil horizon:	P-total (mg P.kg ⁻¹)			P-available (mg.kg ⁻¹)		
		\bar{x}	x_{\min}	x_{\max}	\bar{x}	x_{\min}	x_{\max}
Chernozem, luvic Chernozem, luvi-haplic Chernozem (on loess)	A	680	420	790	33	11	67
	B	570	390	810	18	7	60
	C	450	260	640	13	4	43
Luvisols, luvic Chernozems, Stagno-gleyic Luvisols (on loess- like deposits)	A	630	330	710	14	4	34
	B	370	260	520	7	3	20
	C	350	230	490	8	2	19
orthic Luvisols, eutric and luvic Cambisols, stagnogleyic Luvisols (on solifluction parent material)	A	530	400	680	12	4	28
	B	380	210	530	4	1	8
	C	340	240	470	4	1	14
Pelosols, Cambisols (on marl clays and basaltic tuffs)	A	1 130	440	2 380	21	3	29
	B	770	290	1 410	9	2	20
	C	690	420	1 190	5	2	16
Cambisols, dystic Cambisols, haplic s (on gneiss, granite, mica schist)	A	800	420	1 120	11	3	19
	B	660	290	1 030	6	2	13
	C	860	320	1 420	3	2	9
Cambisols, dystic Cambisols (on slates)	A	560	430	850	18	12	26
	B	380	260	530	7	3	12
	C	450	340	610	2	2	4
Pelosols, Cambisols (on clays without carbonates)	A	490	370	630	19	8	33
	B	360	280	420	5	2	10
	C	320	240	400	2	2	2
spodo-dystic Cambisols, haplic s (on sands, sandstones)	C	480	280	710	18	6	30
	B	190	70	260	5	2	8
	C	140	40	210	3	2	7

References

- GINZBURG, K.E. - ASKINAZI, D.L., 1963: Mineralnyje formy fosfora v pochve i metody ich opredelenija (The mineral forms of the soil phosphate and methods of their determination). Pochvovedenije 5 (1963), pp. 6 – 20.
- GINZBURG, K.E. - LEBEDEVA, L.S., 1971: Metodika opredelenija mineralnych form fosfatov (Methodology of determination of the soil phosphate mineral forms). Agrochimija 1 (1971), pp. 125 – 135.
- VOPLAKAL, K., 1973: Sorpce a přeměny fosforu (Sorption of soil phosphates and their transformations) PhD-dissertation, Agricultural University, Prague.
- VOPLAKAL, K., 1994: Důsledky omezené aplikace hnojiv na chování fosforu v půdě (Consequences of the shortened fertilizers application on the behaviour of phosphates). Rostlinná výroba (Plant Production) 40, 1 (1994), pp. 81 – 90.

Erodatelnost půd ČR vyjádřená faktorem K

Soil Erodibility in Czech Republic Expressed by K-factor

Jan VOPRAVIL

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav,
ČR, e-mail: jan@vumop.cz*

Abstrakt

Faktor erodovatelnosti půdy K je jedním ze šesti faktorů univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (Wischmeier, Smith, 1965), který charakterizuje náchylnost půdy k erozi. Podkladem pro zjištění K faktoru bylo vyhodnocení počítačové databáze tzv. „Speciálních půdních sond“ (S sond) a části „Výběrových půdních sond“ (V sond) z Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPP).

Klíčová slova: erodovatelnost, K-faktor, eroze, univerzální rovnice, speciální sonda, výběrová sonda, struktura půdy, propustnost půdy, organická hmota, GIS.

Abstract

Soil erodibility factor K is one of the six factors in universal equation for calculation of long-term soil loss by water erosion (Wischmeier, Smith, 1965), which characterises soil vulnerability to erosion. The background for K-factor determination was assessment of computer database so-called “Special soil probes” (S probes) and a part of “Selected soil probes” (V probes) from Complete Survey of agricultural soils (KPP).

Keywords: erodibility, K-factor, erosion, universal equation, special probe, selected probe, soil structure, soil permeability, organic matter, GIS

Faktor erodovatelnosti půdy K je jedním ze šesti faktorů univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (Wischmeier, Smith, 1965), který charakterizuje náchylnost půdy k erozi. Je definován jako odnos půdy v t.ha⁻¹ na jednotku faktoru erozní účinnosti deště R z jednotkového pozemku o délce 22,13 m, sklonu 9 % a udržovaného jako kypřený úhor.

Podkladem pro zjištění K faktoru bylo vyhodnocení počítačové databáze tzv. „Speciálních půdních sond“ (S sond) a části „Výběrových půdních sond“ (V sond) z Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPP). Tato databáze obsahuje cca 1 200 „S sond“ a cca 3 500 „V sond“.

Základní vztah pro výpočet K-faktoru (Wischmeier, Smith, 1978):

$$100 K = 2,1 M^{1,14} 10^{-4} (12 - a) + 3,25 (b - 2) + 2,5 (c - 3)$$

M – součin (% prachu + % práškového písku) × (100 - % jílu)

K vyhodnocení zrnitostního rozboru byl použit procentický obsah zrn jílu, prachu a práškového písku. V metodice výpočtu K-faktoru je hodnota zrn jílu ohraničena < 0,002 mm, hranice zrn prachu a práškového písku (0,002 – 0,1 mm).

a - % organické hmoty

Z databáze „S sond“ bylo možné přímo udávaný procentický obsah organické hmoty využít. U „V sond“ byl celkový obsah organické hmoty vypočítán z C_{ox} přenásobením hodnotou 1,724.

b - třída struktury ornice

Pro výpočet K-faktoru se rozlišují čtyři třídy struktury ornice:

Třída č.	Struktura
1	Zrnitá
2	Drobtovitá
3	Hrudkovitá
4	Deskovitá, slitá

c - třída infiltrace půdního profilu

Pro výpočet K-faktoru se rozlišuje šest tříd infiltrace, do kterých byly zatříděny hlavní půdní jednotky.

Třída infiltrace	Hlavní půdní jednotka bonitační soustavy
1	04, 05, 17, 21, 31, 32, 37, 40, 55
2	13, 16, 18, 22, 27, 30, 38, 41
3	01, 02, 08, 09, 10, 12, 14, 15, 23, 26, 28, 29, 35, 36, 51, 56
4	03, 06, 11, 19, 24, 25, 33, 42, 43, 44, 45, 46, 48, 50, 52, 58, 60
5	07, 20, 39, 47, 49, 57, 59, 62, 64, 65, 75, 77, 78
6	53, 54, 61, 63, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 76

Mapa erodovatelnosti půdy vyjádřená K-faktorem znázorňuje oblasti ČR, kde je půda nej náchylnější k erozi, neznamená to ale ještě, že tam eroze probíhá, protože působí ještě další faktory univerzální rovnice (erozní účinnost deště, sklon, délka svahu, vegetační kryt a účinnost případných protierozních opatření).

Literatura

WISCHMEIER, W.H. - JOHNSON, C.B. - CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil Wat. Conserv.*, 1971, roč. 26, č. 5, 1 s. 189 – 193.

ZUSKA, V. - NĚMEČEK, J. Odvození faktoru erodovatelnosti půd ČSSR. *Rostlinná výroba*, 1986, roč. 32, 1 s. 623 – 634.

Databáze Speciálních sond a Výběrových sond, *VÚMOP Praha*.

Zkušenosti s obnovou krajiny po těžbě uhlí

Experience with Land Restoration after Mining Activities

Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ ¹⁾ - Petr VRÁBLÍK ²⁾ - Jakub JENIŠTA ¹⁾ - Jiří VYSOKÝ ¹⁾

¹⁾Fakulta životního prostředí Univerzita J.E.Purkyně Ústí nad Labem, Králova výšina 9,
400 96 Ústí nad Labem, ČR, e-mail: vrablikova@fzp.ujep.cz

²⁾Krajský úřad Ústeckého kraje, Velká Hradební 48, 400 02 Ústí nad Labem, ČR,
e-mail: vrablik.p@kr-ustecky.cz

Abstrakt

Příspěvek je zaměřen na vliv antropogenní činnosti, zejména těžby uhlí na krajinu v Podkrušnohoří a na zkušenosti dosažené při výzkumu obnovy krajiny. Hodnotí různé způsoby obnovy území po těžbě a postupy při ozeleňování, navrhuje další postupy, které obnoví ekologickou stabilitu území a navrátí devastovanou plochu dalšímu využití. Výsledky šetření byly získány v letech 1999 – 2003 v rámci řešení výzkumného záměru MSMT č. 135200001 „Výzkum antropogenních zátěží v severočeském regionu“ a ve spolupráci se studenty projektem FRVŠ 2627/2003 „Studium revitalizačních postupů“.

Klíčová slova: obnova území po těžbě uhlí, kultivace krajiny

Abstract

Area in Podkrušnohoří is affected by the mining activities. The restoration area after coal mining is hard task. In this area take a new ground shaping, holding slope stability, revegetation, forest and grass out-planting with the goal – return devastated area for the future utilization. Landscaping and environmental engineering are priority in the present. Environmental faculty participate in 1999 – 2003 in experimental object MSMT n. 135200001 „The research of anthropogenic exploit in the North Bohemia area“ and cooperate with the students on project FRVS n. 2627/2003 „Study of the reclamation procedure“.

Keywords: restoration of area after coal mining, landscape reclamation

Úvod

Intenzivní průmyslová činnost, provoz elektráren spalujících hnědé uhlí a povrchová těžba uhlí velkolomovým způsobem jsou typickými fenomény degradace a devastace území v Podkrušnohoří. V 80. letech 20. století tato činnost dosáhla největších rozměrů.

Pro velkolomové dobývání je charakteristický větší přesun nadložních zemin, na 1 t uhlí se skrývá 3 – 4 m³ nadložních zemin (t.j. cca 6 – 8 t), které bývají přemísťovány na vnější či vnitřní výsypky.

Těžební činnost, zejména velkolomová přinesla do krajiny Severních Čech trvalé a dočasné změny. Zmizela celá řada sídel, terénních útvarů a objevovaly se útvary jiné, vnější i vnitřní výsypky lomů, přemísťovaly se vodní toky. Část území po těžbě byla nazývána „měsíční krajinou“. Škody vznikající v krajině jsou postupně napravovány. S těžbou je spojena rekultivace. Každý nový těžební záměr podléhá schvalovacímu řízení a aktivně provozované i k technické likvidaci připravované důlní lokality musí splňovat požadavky zákonů na ochranu životního prostředí.

Dle legislativních norem musí být důlní škody kompenzovány a následky důlní činnosti zahlazeny.

Rovněž se mění cíle obnovy krajiny i priority využití nových krajin V souladu s nimi se modifikují i kompenzační, sanační a rekultivační opatření Z dřívější obnovy krajiny ve velkých

půdních celcích, převážně zemědělských rekultivací, dochází v posledních letech ke změně, dominují lesnické rekultivace. Důvodem je nižší využívání zemědělské půdy. Krom uvedených forem rekultivace se provádí obnova území i formou hydrických a ostatních rekultivací - pro podnikatelskou a jinou činnost. V případě, že se jedná o obnovu území po báňské činnosti pro ostatní účely lze využít i jiné, netradiční formy rekultivací.

Cíl

Cílem příspěvku je zhodnotit vývoj obnovy krajiny po těžbě uhlí. Na příkladech rekultivací prováděných v rámci Mostecké uhelné společnosti (dále MUS a.s.) analyzovat rekultivační postupy, které směřují k zahrazení důsledků těžby uhlí a povedou k přirozenému začlenění území do okolní krajiny a současně naznačí možnosti dalšího jeho využití.

Jde o prezentaci výsledků získaných při řešení výzkumného záměru FŽP č.MŠMT 13520001 „Výzkum antropogenních zátěží v severočeském regionu“ a projektů podporovaných FRVŠ „Revitalizace antropogenně postiženého území“ č. 0716/2001 a projekt č.2627/2003 „Studium revitalizačních postupů.“

Metodické přístupy

Obecné přístupy k obnově krajiny po těžbě hnědého uhlí. Zpracování výsledků výzkumu FŽP UJEP od r. 1998 z řešené problematiky obnovy krajiny na Mostecku, na lokalitách lomu Most, ČSA a Šverma. Největší rozsah spolupráce probíhá na lomu Most, kde území není určeno pro hospodářské využití, ale bude součástí rekreačního komplexu navazujícího na budoucí jezero Most. Vlastní vegetační pokusy probíhaly na ploše 1,8 ha.

Krom klasických rekultivačních postupů byly navrženy a realizovány netradiční způsoby obnovy území. Po zpracování komplexní analýzy z hlediska geologického, pedologického, botanického a dendrologického byl navržen systém obnovy území formou tzv. řízené sukcese. Ta byla realizována v případech, kdy přirozenou sukcesí byl na části území obnoven bylinný porost a některé dřeviny. Za účelem ozelenění výsypek byla hodnocena vhodnost pěstování pícních rostlin na různých substrátech a stanovištích. Výše uvedené práce byly zaměřeny na ověřování netradičních způsobů obnovy území, možnosti přísevů vhodných pícních rostlin a jejich kombinací. Na podkladě zkušeností z obnovy krajiny byl navržen metodický postup pro revitalizační projekty.

Obnova území po antropogenní zátěži

Obecně platí, že k obnově území dochází:

- sukcesí
- řízenou sukcesí
- rekultivací s následnou revitalizací.

Při obnově území po těžbě v Podkrušnohoří dominují rekultivace zemědělské, pak následují lesnické, hydrické a ostatní. Do ostatních se řadí rekreační plochy, hřiště, stadiony, plochy pro podnikání, komunikace, manipulační plochy, letiště, zeleň, mokřady apod.

Obnova území má svůj historický vývoj. Od původního ozeleňování výsypkových zemin, přes tvorbu antropogenních půd dochází v současném období k cílevědomé tvorbě ekosystémů. Od rekultivace jednotlivých pozemků se postupně začíná uplatňovat revitalizace území po těžbě v souladu s územně plánovací činností komplexněji v celé oblasti. Z dřívější „měsíční krajiny“ se postupně stává funkční krajina, ale je to proces dlouhodobý a finančně náročný.

Obnova území po těžbě uhlí v SHP

Vývoj rekultivační činnosti v 10 letých intervalech od r. 1950 v návaznosti na těžební plochu je uveden v tab. 1.

Tabulka 1 Vývoj rekultivačních prací v SHP (1950 – 1997)

Rok	1950	1960	1970	1980	1990	1995	1997
Dokončené rek.	0	350	1 100	3 000	6 400	7 815	8 455
Rozpracované rek.	20	595	2 465	4 139	2 809	4 840	5 815
Těžební plocha	6 980	11 005	11 155	11 443	16 991	16 000	15 000
Celkem	7 000	11 950	14 720	18 582	26 200	28 755	29 270

V zájmovém území SHP od r.1950 – 1999 proběhla rekultivace nebo byla zahájena celkem na 16.137 ha. Přehled o stavu v dokončených a rozpracovaných rekultivacích dle druhů je uveden v tab. 2:

Tabulka 2 Rekultivační činnost v SHR za období 1950 – 1999

Rekultivace		Zemědělské	Lesnické	Hydrologické	Ostatní	Celkem
Dokončené	ha	4.480	4.045	200	782	9.507
	%	47,1	42,5	2,1	8,3	100
Rozpracované	ha	644	4.591	163	1.232	6.630
	%	9,7	69,2	2,5	18,6	100

(podklady z firmy R-Princip Most)

V posledním 10 letí je zahajován vyšší podíl rekultivace lesnické díky vysokému objemu výsadby lesních kultur. Významný je i podíl tzv. ostatní rekultivace představující akce zaměřené na rekreační aktivity, plochy pro podnikání apod.

Krom tradičních forem obnovy území byla na území Pařidelského laloku ověřena a využita i tzv. řízená sukcese. Ta spočívala v začlenění ploch, kde na místech opuštěných provozem byly přirozené sukcesní pochody již rozběhnuty. Na uvolněných plochách po důlní činnosti dochází samovolně k oživení a k postupnému vývoji biocenóz.

U vybraných a sukcesi ponechaných lokalit byl uskutečněn i drobný antropogenní zásah do přirozených sukcesních pochodů – byla realizována sje dubu a výsadba bylinných směsí. Na pokusných plochách nacházíme výsledky realizovaného návrhu. Vyskytuje se zde kombinace ploch travnatých a zalesněných, ploch s vlhkomilnou vegetací. Významné jsou ekonomické úspory na podkladě prováděných analýz.

Studium obnovy základních přírodních složek a funkcí

Do výzkumu byla zařazena analýza stavu obnovy základních přírodních složek po těžbě uhlí (půdního pokryvu, problematika vody, kvalita ovzduší). Následovaly pokusy zabývající se problematikou vegetačního pokryvu, ozelenění a oživení území. Pro revitalizaci území je významné i hodnocení klimatických činitelů (teploty, srážek, vlhkosti, insolace a mikroklimatu) na výsypkách. Pro obnovu území a základních půdních režimů byl významný vodní režim.

Terénní úpravy

Rozsah úprav je závislý od navrhovaných forem rekultivací. Projekt revitalizačních opatření předpokládá znalost údajů o hrubých terénních úpravách a sanačních pracích. Při úpravách terénu nutno zohledňovat i hlediska protierozní odolnosti. Zpravidla je doporučován následný časový sled a postup při provádění operací: hrubé terénní úpravy, meliorace povrchu, odvodnění včetně rozdělení délek jednotlivých svahů, komunikační síť, biologická rekultivace, doplňkové a účelové stavby.

Pro zemědělské rekultivace jsou ověřeny dva základní technologické postupy:

- přímá rekultivace výsypkových substrátů – jedná se o přímou biologickou rekultivaci zemin uložených na povrchu výsypek (zpravidla spraše, sprašové hlíny, případně šedých jíílů)

- nepřímá rekultivace výsypek – povrch výsypek (tvořený většinou jílovými terciálními zeminami) je převrstven uměle vytvořeným horizontem – ornici. Za optimální se považuje mocnost překryvu 0,5 m. V případě, že jsou na povrchu výsypky zúrodnění schopné zeminy jako např. sprašové hlíny o mocnosti 0,3 – 0,4 m, lze překrýt umělým humusovým horizontem v mocnosti 0,3 m.

Při zemědělské rekultivaci zemin s nepříznivými fyzikálními vlastnostmi (fytotoxicity, extrémní pH, nestabilita půdní struktury) jsou využívány meliorační zeminy (bentonity, tufity, slíny) v dávce až 2000 m³ ha po zapravení a zhomogenizování s původním povrchem se překryje ornici v mocnosti 0,5 m. Uvedené varianty technologických postupů (mimo použití melioračních zemin) jsou zastoupeny a ověřovány v projektu řešeném FŽP.

Pedologické práce

Pro zpracování revitalizačních projektů byly získány údaje o zrnitostním složení, hydrofyzikálních vlastnostech a chemických vlastnostech půd. Odběry vzorku byly prováděny z horizontů, které se vizuálně odlišují. Orientační posouzení stratigrafie bylo prováděno pomocí sondovacích tyčí do max. hloubky 0,6 m půdního profilu výsypky.

Závěr

Pro nápravu negativních projevů těžební činnosti je rekultivační činnost a soubor revitalizačních prací klíčovým prostředkem k obnově ekologicky stabilní krajiny. Rekultivaci území a jeho revitalizaci nemůžeme považovat pouze jako povinnost ze zákona, ale je i naší morální povinností pro příští generace a příspěvkem k trvale udržitelnému rozvoji.

Literatura

- ČERMÁK P. a kol., 2000: Rekultivace území, VÚMOP Praha.
 POKORNÝ, J., 2001: Krajina jako dynamický, živý systém, Sborník z konference Tvář naší země, Praha.
 ŠTÝS, S., 2001: Proměny krajiny SHP. Sborník z konference Tvář naší země, Praha.
 VRÁBLÍKOVÁ, J. - VRÁBLÍK, P., 2000: Rekultivace území po těžbě. Acta universitatis, Studia oecologica č. 63 s. 9 – 12, UJEP Ústí nad Labem.

Druhé pôdoznalecké dni v SR

(zborník z konferencie 16. – 18. VI. 2003, Stará Lesná)

Societas pedologica slovacae

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava

Zodpovední redaktori: RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc., Ing. Pavel Jambor, CSc. (Eds.)

Výtvarný redaktor: Štefan Moro

Tlač: VÚPOP Bratislava, Edičné stredisko, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Počet strán: 472

2003, Bratislava

Zborník neprešiel jazykovou úpravou.

ISBN 80-89128-06-8